



**INSTITUTO POLITÉCNICO DE BEJA**



**Escola Superior Agrária**

**Mestrado em Engenharia do Ambiente**

**Estudo da possibilidade de utilização de leitos flutuantes de  
macrófitas para a melhoria da qualidade de água da Ribeira  
de Água Forte**

**Cátia Sofia Cavaco Rocha**

**Beja**

**2017**







**INSTITUTO POLITÉCNICO DE BEJA**



**Escola Superior Agrária**

**Mestrado em Engenharia do Ambiente**

**Estudo da possibilidade de utilização de leitos flutuantes de  
macrófitas para a melhoria da qualidade de água da Ribeira  
de Água Forte**

**Dissertação de mestrado apresentado na Escola Superior Agrária do Instituto  
Politécnico de Beja**

**Elaborado por:**

**Cátia Sofia Cavaco Rocha**

**Orientado por: Doutora Anabela Cândida Ramalho Durão**

**Coorientado por: Doutora Maria Adelaide Almeida**

**Beja**

**2017**



“Do trabalho das tuas mãos comerás, feliz serás e tudo te irá bem.”

Salmos 128:2 – Bíblia Sagrada



## Agradecimentos

A elaboração deste trabalho não teria sido possível sem a colaboração, estímulo e empenho de diversas pessoas. Gostaria assim de expressar toda a minha gratidão e apreço a todos aqueles que, direta ou indiretamente, contribuíram para que esta tarefa se tornasse uma realidade.

Em primeiro lugar quero expressar os meus sinceros agradecimentos à Prof.<sup>a</sup> Doutora Anabela Cândida Ramalho Durão e à Prof.<sup>a</sup> Doutora Adelaide Almeida por aceitarem ser as minhas orientadoras, pelo apoio, pela dedicação, disponibilidade, simpatia e amizade com que me receberam, pelos seus ensinamentos e sugestões ao longo do trabalho. Sem elas a realização deste trabalho não seria possível.

Um muito obrigado também a toda a equipa do Laboratório de Águas da Escola Superior Agrária, nomeadamente à Dr.<sup>o</sup> Ivone, Eng.<sup>a</sup> Maria José Imaginário, Eng.<sup>a</sup> Isabel e Dona Mariana, por toda a amizade, carinho, amabilidade e ajuda prestada na execução das análises efetuadas.

Não posso deixar de agradecer aos meus colegas de laboratório: Eng.<sup>a</sup> Adriana Catarino, Eng.<sup>a</sup> Clárisse Mourinha, Eng.<sup>o</sup> Manuel Godinho e Eng.<sup>a</sup> Sofia Fialho; pela amizade sincera, apoio e ajuda durante a realização deste estudo.

A todos os professores do Departamento de Ambiente da Escola Superior Agrária de Beja, pela contribuição na minha formação para poder atingir esta meta, assim como a disponibilidade e amabilidade com que sempre me trataram, a todos, um muito obrigado.

Ao meu namorado, pelo apoio, pela força transmitida, pela paciência e amor que contribuíram significativamente para o término desta etapa.

Gostaria também de deixar registado, o meu eterno agradecimento à minha família, pelo amor e apoio incondicional, por apostarem em mim e na minha formação contribuindo sempre para que me torne uma pessoa melhor, assim como uma profissional íntegra e qualificada.

E por último, mas não menos importante, a Deus, por ser a base da minha fé e fortaleza em todos os momentos da minha vida.



## Resumo

Na região Alentejana os cursos de água são conhecidos por conterem excesso de nutrientes, derivados das práticas agrícolas, e/ou excesso de metais, oriundos das atividades mineiras. A Ribeira da Água Forte recebe escorrências provenientes da mina localizada na bacia hidrográfica do Roxo e apresenta características ácidas.

A eco-reabilitação de cursos de água superficial é uma tecnologia emergente, de baixo custo, pouco desenvolvida em Portugal, que pode ser constituída por leitos flutuantes. Pretende-se neste trabalho testar à escala piloto a possibilidade de utilizar leitos flutuantes construídos com materiais reciclados (garrafas PET) e com recurso a duas espécies de macrófitas (*Vetiveria zizanioides* e *Phragmites australis*). Para o efeito construiu-se uma instalação piloto constituída por três depósitos, onde foram instalados os leitos flutuantes, avaliou-se e monitorizou-se a qualidade da água e o desempenho das macrófitas.

Os resultados revelaram: (1) o bom desempenho da instalação piloto; (2) que a água da Ribeira de Água Forte pode ser classificada no estado ecológico "Mau" e possui características semelhantes à água de drenagem mineira ácida (DMA); (3) que houve uma ligeira redução dos contaminantes no leito flutuante da *Vetiveria zizanioides*, nomeadamente:  $\text{SO}_3^{2-}$  (38%);  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (28%); Fe (12%);  $\text{K}^+$  (11%);  $\text{Ca}^{2+}$  (8%) e  $\text{SO}_4^{2-}$  (8%); (4) que as macrófitas não apresentaram sinais de clorose, necrose, fumagina ou podridão, tendo-se observado taxas de crescimento folicular da *Vetiveria zizanioides* e da *Phragmites australis* de  $4.0\pm 5.5$  e  $4.8\pm 5.8$  cm/semana, taxas de crescimento radicular da *Vetiveria zizanioides* e da *Phragmites australis* de  $0.57\pm 0.4$  e  $1.1\pm 1.1$  cm/semana, respetivamente.

**Palavras-chave:** Leitos flutuantes; drenagem mineira ácida; *Vetiveria zizanioides*; *Phragmites australis*; eco-reabilitação.





## Abstract

In the “Baixo Alentejo” region (Portugal), the surface water courses are known to have excess nutrients, due to farming practices, and/or excess of metals, as a result of mining activities. The *Água Forte* stream belongs to the Sado basin and presents acidic characteristics due to receiving run-off from the mining activities.

The eco-rehabilitation of surface water resources is an emerging technology, low-developed in Portugal, which may consist of the use of floating beds. The aim of this work is to test at a pilot scale the possibility of using floating beds constructed with recycled materials (PET bottles) and two species of macrophytes (*Vetiveria zizanioides* and *Phragmites australis*). For this purpose a pilot plant was built consisting of three tanks, where floating beds were installed, water quality and macrophyte performance were evaluated and monitored.

The results revealed: (1) the good performance in the pilot installation; (2) that the water of *Água Forte* stream can be classified on the ecological status “Bad” and is similar to the water with characteristics of acid drainage mine (ADM); (3) that there was a slight reduction of the contaminants in *Vetiveria zizanioides* leaf, namely:  $\text{SO}_3^{2-}$  (38%);  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (28%); Fe (12%);  $\text{K}^+$  (11%);  $\text{Ca}^{2+}$  (8%) e  $\text{SO}_4^{2-}$  (8%); (4) that the macrophytes do not show signs of chlorosis, necrosis, fumagina or rot, presenting a growth rate in *Vetiveria zizanioides* leaf and in *Phragmites australis* leaf of  $4.0\pm 5.5$  and of  $4.8\pm 5.8$  cm/week, and presenting a growth rate of *Vetiveria zizanioides* root and *Phragmites australis* root of  $0.57\pm 0.4$  and of  $1.1\pm 1.1$  cm/week, respectively.

**Keywords:** Floating bed; acid drainage mine; *Vetiveria zizanioides*; *Phragmites australis*; eco-rehabilitation.





## **Lista de Siglas, Acrónimos, Abreviaturas e Símbolos**

As - Arsénio

Ca<sup>2+</sup> - Cálcio

C<sub>a</sub> – Clorofila a

C<sub>b</sub> - Clorofila b

CBO – Carência Bioquímica de Oxigénio

Cd - Cádmio

Cl<sup>-</sup> - Cloretos

CQO - Carência Química de Oxigénio

Cu – Cobre

CuS – Covelite

CuFeS<sub>2</sub> - Calcopirite

DMA- Drenagem Mineira Ácida

EC – Condutividade elétrica

Eh – Potencial Redox

F<sup>-</sup> - Fluoretos

Fe – Ferro

Fe<sub>1-x</sub>S – Pirrotite

Fe<sup>2+</sup> – Ferro ferroso

Fe<sup>3+</sup> – Ferro férrico

Fe(OH)<sub>3</sub> – Hidróxido de ferro

FeS<sub>2</sub> – Pirite

H<sup>+</sup> - Hidrogénio

H<sub>2</sub>S – Sulfureto de Hidrogénio

HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Alcalinidade

K<sup>+</sup> - Potássio

Mg<sup>2+</sup> - Magnésio

Mn – Manganês

N – Azoto total

Na<sup>+</sup> - Sódio

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N - Azoto Amoniacal

Ni – Níquel

N<sub>kj</sub> – Azoto Kjeldahl

NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - Nitritos

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Nitratos

OD – Oxigénio Dissolvido

QARSC - Qualidade da Água da Albufeira do Roxo na Dinâmica dos Solos e Culturas  
Agrícolas

P – Fósforo total

Pb - Chumbo

$\text{PO}_4^{3-}$  - Fosfato

T – Temperatura

$T_{\text{ar}}$  – Temperatura do ar

$T_{\text{água}}$  - Temperatura da água

$\text{S}^0$  – Enxofre elementar

$\text{S}^{2-}$  – Sulfureto

$\text{S}_n^{2-}$  - Polissulfureto

S orgânico – Enxofre orgânico

$\text{SO}_3^{2-}$  - Sulfito

$\text{SO}_4^{2-}$  - Sulfato

$\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$  - Tiossulfato

$\text{S}_3\text{O}_6^{2-}$  - Tritionato

$\text{S}_4\text{O}_6^{2-}$  - Tetrionato

SST – Sólidos suspensos totais

VMA - Valores máximos admissíveis

VMR - Valores máximos recomendáveis

Zn – Zinco

ZnS - Blenda

# Índice

AGRADECIMENTOS.....	iii
RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vii
LISTA DE SIGLAS, ACRÓNIMOS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS.....	ix-x
ÍNDICE GERAL.....	xi-xii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xiii-xiv
ÍNDICE DE TABELAS.....	xv
1 Introdução.....	1
1.1 Objetivo.....	3
1.2 Estrutura da dissertação.....	3
2 Enquadramento teórico.....	4
2.1 Qualidade de massas de água superficial.....	4
2.2 Drenagem mineira ácida.....	5
2.3 Eco-reabilitação.....	15
2.4 Enquadramento legal.....	22
3 Materiais e métodos.....	24
3.1 Colheita da amostra de água na Ribeira de Água Forte.....	25
3.2 Monitorização da instalação à escala piloto.....	26
3.2.1 Caracterização da qualidade da água da Ribeira de Água Forte.....	26
3.2.2 Monitorização da qualidade da água da instalação à escala piloto.....	27
3.2.3 Estabilização da <i>Vetiveria zizanioides</i> e da <i>Phragmites australis</i> .....	27
3.2.4 Determinação do teor de humidade e pigmentos fotossintéticos.....	31
3.3 Tratamento estatístico dos resultados analíticos.....	31
4 Resultados.....	32
4.1 Construção da instalação piloto.....	32
4.1.1 Construção da jangada flutuante.....	32
4.1.2 A instalação à escala piloto.....	34
4.1.3 Construção da estufa.....	35

4.2 Qualidade da água da Ribeira de Água Forte.....	35
4.3 Monitorização da instalação piloto .....	37
4.3.1 Oxigénio dissolvido .....	37
4.3.2 Potencial redox e pH .....	38
4.3.3 Condutividade elétrica e azoto amoniacal.....	40
4.3.4 Magnésio, Potássio, Sódio e Cálcio .....	41
4.3.5 Compostos de enxofre.....	42
4.3.6 Metais.....	44
4.3.7 Evolução da temperatura do ar e da água.....	45
4.4 Monitorização do comportamento da <i>Vetiveria zizanioides</i> .....	45
4.4.1 Avaliação do teor de humidade.....	45
4.4.2 Teor em azoto nas plantas .....	46
4.4.3 Teor de fósforo nas plantas .....	47
4.4.4 Conteúdo dos pigmentos fotossintéticos .....	47
4.4.5 Crescimento da <i>Vetiveria zizanioides</i> .....	49
4.5 Monitorização do comportamento da <i>Phragmites australis</i> .....	50
5 Considerações Finais.....	52
6 Referências Bibliográficas .....	54
ANEXO I - Anexo XVI do Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto.....	63
ANEXO II – Poster apresentado no Congresso Internacional “Increase 2017”.....	64
ANEXO III - Poster apresentado no 3º Simpósio sobre Produção e Transformação de Alimentos – sustentabilidade, inovação e nutrição.....	65

## Índice de Figuras

Figura 1 - Perímetro de rega do Roxo (fonte: Durão, et al, 2017).....	1
Figura 2 - Ciclo do enxofre (adaptado de Lohmayer, et al.,2014; Pardal, 2015; Wasmund, et al., 2017).....	9
Figura 3 - Ciclo do enxofre durante a decomposição da matéria orgânica. ....	9
Figura 4 - Ciclo do enxofre sobre condições anaeróbias.....	11
Figura 5 - Esquema representativo da distribuição dos metais em sistemas aquáticos naturais (fonte: Pardal, 2015).....	15
Figura 6 - Esquema típico de leitos flutuantes (adaptado de: Yeh, et al., 2015).....	17
Figura 7 - Esquema dos diferentes processos realizados pelas plantas (adaptado de: Greipsson, 2011).....	18
Figura 8 - Fluxo de O <sub>2</sub> na raiz da macrófita (fonte: Almeida, 2017b).....	19
Figura 9 - Vetiveria zizanioides (adaptado de: Behnke, 2011). ....	20
Figura 10 - Phragmites australis (fonte: HERBIS, 2006).....	22
Figura 11 - Construção das jangadas flutuantes. ....	24
Figura 12 - Localização da Ribeira de Água Forte e da zona de amostragem (adaptado de: Guimarães, 2012). ....	25
Figura 13 - Perímetro de rega do Roxo (adaptado de: Durão et al., 2017).....	26
Figura 14 - Realização da recolha da água na a) Ribeira de Água Forte e b) depósitos utilizados. ....	26
Figura 15 - Aclimatização da Vetiveria zizanioides em alguidares com a solução nutritiva. ....	28
Figura 16 - Colocação das plantas nas jangadas a) e instalação do leito na instalação piloto b).29	
Figura 17 - Medição da Vetiveria zizanioides.....	29
Figura 18 - Esquema do método de amostragem do leito flutuante. ....	30
Figura 19 - Phragmites australis em bidão composto por água da torneira e solução nutritiva. .30	
Figura 20 - Recolha de garrafas PET (a); garrafas PET cortadas (b) e esponja para fixação das plantas (c). ....	32
Figura 21 - Esquema do leito Flutuante (jangada flutuante e planta).....	33
Figura 22 - Laço na extremidade do fio de pesca (fonte: pinterest.com). ....	33
Figura 23 - Esquema geral da instalação piloto de leitos flutuantes. ....	34
Figura 24 - Limpeza dos quatro depósitos. ....	34
Figura 25 – Construção da estufa. ....	35
Figura 26 - Evolução do oxigénio dissolvido (OD) no: controlo e no leito da Vetiveria zizanioides, durante o período de monitorização (5 meses).....	38
Figura 27 - Evolução do a) potencial redox (Eh) e b) pH no: controlo e no leito da Vetiveria zizanioides, durante o período de monitorização (5 meses).....	39



Figura 28 - Evolução da a) condutividade elétrica (CE) e b) azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) no: controle e no leito da <i>Vetiveria zizanioides</i> , durante o período de monitorização (5 meses). ....	40
Figura 29 - Evolução do a) magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) e b) potássio ( $\text{K}^+$ ) no: controle e no leito da <i>Vetiveria zizanioides</i> , durante o período de monitorização (5 meses).....	41
Figura 30 - Evolução do a) sódio ( $\text{Na}^+$ ) e do b) cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) no: controle e no leito da <i>Vetiveria zizanioides</i> , durante o período de monitorização (5 meses).....	42
Figura 31 - Evolução do a) sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), do b) sulfito ( $\text{SO}_3^{2-}$ ) e do c) tiosulfato ( $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ) no: controle e no leito da <i>Vetiveria zizanioides</i> , durante o período de monitorização (5 meses). ....	42
Figura 32 - Evolução do a) zinco (Zn), b) ferro (Fe) e do c) cobre (Cu) no: controle e no leito da <i>Vetiveria zizanioides</i> , durante o período de monitorização (5 meses).....	44
Figura 33 - Conteúdo de pigmentos fotossintéticos: clorofila a ( $\text{C}_a$ ), clorofila b ( $\text{C}_b$ ), clorofila total ( $\text{C}_a+\text{C}_b$ ) e carotenóides ( $\text{C}_x+\text{C}_c$ ) totais nas folhas da <i>Vetiveria zizanioides</i> no primeiro, terceiro e quinto mês de monitorização. ....	47
Figura 34 - Evolução da razão clorofila a/ clorofila b ( $\text{C}_a/\text{C}_b$ ) na <i>Vetiveria zizanioides</i> , no primeiro, terceiro e quinto mês de monitorização. ....	48
Figura 35 - Crescimento médio da biomassa folicular e radicular da <i>Vetiveria zizanioides</i> . ....	49
Figura 36 - Crescimento médio da biomassa folicular e radicular da <i>Phragmites australis</i> . ....	50

## **Índice de Tabelas**

Tabela 1 – Valores típicos de drenagem mineira ácida (DMA). .....	6
Tabela 2 - Processos realizados pela eco-reabilitação (adaptado de: UNEP, 2016). .....	17
Tabela 3 – Solução nutritiva utilizada para a aclimatização das macrófitas .....	28
Tabela 4 - Comparação entre a qualidade da água da Ribeira de Água Forte, o DL 236/98, de 1 de agosto e o estado ecológico. ....	36
Tabela 5 - Tabela comparativa entre valores típicos de uma água de DMA e os resultados da qualidade da água da Ribeira de Água Forte.....	37

# 1 Introdução

Nos últimos anos, o rápido desenvolvimento económico e a degradação dos recursos hídricos tem contribuído para o aumento da preocupação relacionada com a contaminação da água (Xu et al., 2014). Os principais problemas nas massas de água superficial estão relacionados com o excesso de nutrientes e de metais pesados.

Os cursos de água superficial na região do “Baixo Alentejo” são conhecidos por conterem excesso de nutrientes, devido às práticas agrícolas e/ou excesso de metais, como resultado da atividade mineira e/ou pertencer à faixa piritosa ibérica.

Os resultados do projeto “PRODER 4.2.2 – Qualidade da Água da Albufeira do Roxo na Dinâmica dos Solos e Culturas Agrícolas (QARSC)” evidenciaram a existência de alguns contaminantes nos principais afluentes ao perímetro de rega do roxo (Figura 1) Ribeira de Água Forte resultantes das explorações agrícolas, exploração agropecuária e exploração mineira existente na bacia hidrográfica (Borrallho e Durão, 2016); (Durão, et al., 2017).

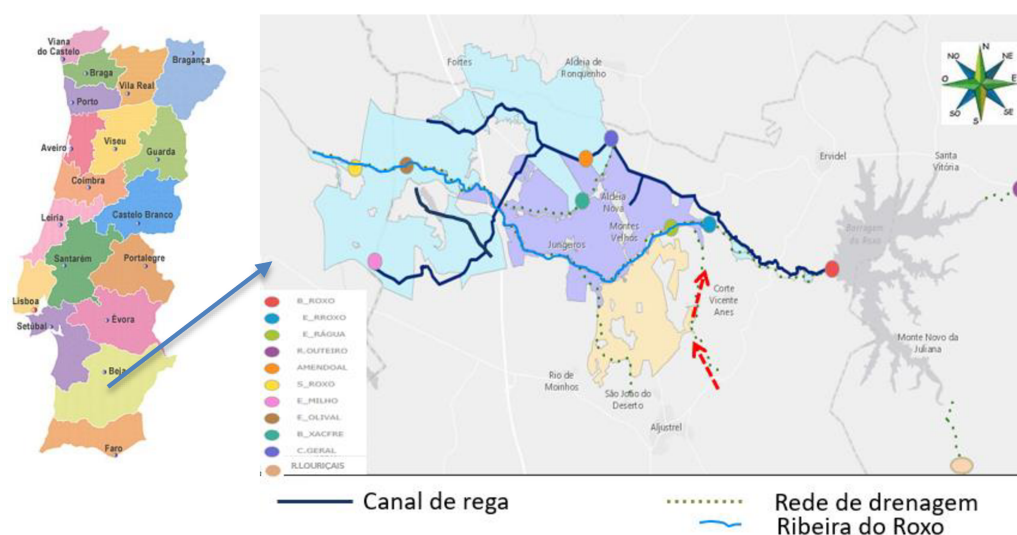


Figura 1 - Perímetro de rega do Roxo (fonte: Durão, et al, 2017).

Apesar da atividade mineira ter impacto pontual, poderá provocar alterações de elevada intensidade, mesmo em locais distantes da sua origem (Cruz, 2011), provocando assim poluição difusa.

A Ribeira de Água Forte recebe escorrências provenientes de águas de minas de pirite, as quais se designam drenagem mineira ácida (DMA), localizadas a montante da ribeira. A DMA é um fenómeno complexo que ocorre devido à dissolução oxidativa dos sulfuretos e, que, frequentemente é responsável pela contaminação (metais) do meio aquático (Oliveira, 2011). O impacto da DMA na zona envolvente pode afetar a fauna e flora, o solo, os cursos de água e a saúde humana, pelo facto dos contaminantes entrarem na cadeia alimentar. A minimização do efeito nocivo da DMA deve ser uma prioridade, assim como encontrar uma tecnologia

sustentável. Assim, torna-se fundamental testar metodologias e técnicas de eco-engenharia com vista à eco-reabilitação de massas de água superficial.

As tecnologias de eco-reabilitação utilizadas massas de águas superficiais são diversificadas e segundo Lu et al. (2014), têm várias funções: redução da contaminação, conservação de habitat, melhoria da qualidade da água e paisagismo verde. Dentro destas tecnologias enquadram-se os leitos flutuantes.

Os leitos flutuantes são tecnologias desenvolvidas no último século, constituem uma tecnologia de baixo custo, de fácil gestão tecnológica e têm sido largamente utilizada em efluentes industriais (Roongtanakiat et al., 2007), efluentes agrícolas (Seco, 2008), águas superficiais eutrofizadas (Sun et al., 2009), efluentes de suinicultura (Almeida M., 2012), efluentes pluviais (Ladislav et al., 2014), remoção de contaminantes orgânicos, metais pesados e radioativos (Ali et al., 2013), podendo também ser utilizada para águas residuais municipais (Ojoawo et al., 2015).

Os leitos flutuantes, são constituídos por jangada flutuante e macrófita, têm a capacidade de degradar os poluentes tirando partido dos benefícios que os ecossistemas apresentam, pelo que podem ser utilizados para melhorar a qualidade de cursos de água superficiais. A eco-reabilitação da água com recurso a leitos flutuantes ocorre como resultado da relação simbiótica entre as plantas (sistema radicular), os microrganismos e a água. As plantas desempenham um papel fundamental, na medida em que possuem um sistema radicular denso que permite entre outros a assimilação de nutrientes e metais, a fixação de microrganismos e o transporte do ar atmosférico através dos seus órgãos superiores até ao sistema radicular (Billore et al., 2009).

Vários estudos de leitos flutuantes produzidos à “escala real” mostram uma variabilidade de resultados que dificulta a perceção dos fenómenos envolvidos e a previsão do comportamento da tecnologia de tratamento de leitos flutuantes. Portanto, neste estudo, a construção de leitos flutuantes à escala piloto tem como objetivo minimizar a natureza estocástica dos sistemas naturais, limitando a variabilidade de alguns parâmetros, nomeadamente, a influência climática e a variabilidade do caudal e de cargas. Assim, a escolha das espécies mais adequadas para os leitos flutuantes é extremamente importante, uma vez que depende do tipo de processo (aeróbio, anóxico e anaeróbio) que se pretende promover, visto que as plantas transportam o oxigénio para o meio aquático, através da biomassa folicular e radicular que compensa o consumo de oxigénio que ocorre nos processos de degradação de poluentes (Brix, 2003).

Este estudo pretende avaliar, à escala piloto, o desempenho da instalação de leitos flutuantes para a melhoria da qualidade da água da Ribeira de Água Forte.

## 1.1 Objetivo

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar, à escala piloto, a possibilidade da utilização de leitos flutuantes com duas espécies de macrófitas (*Vetiveria zizanioides* e *Phragmites australis*), com vista à melhoria da qualidade da água da Ribeira de Água Forte.

Os objetivos específicos são:

1. construir uma instalação piloto que permita simular as condições da ribeira;
2. construir os leitos flutuantes: jangada flutuante com material reciclado e utilização duas espécies de macrófitas (*Vetiveria zizanioides* e *Phragmites australis*);
3. avaliar o desempenho das espécies.

## 1.2 Estrutura da dissertação

Esta dissertação é constituída por 6 capítulos, na qual o **capítulo 1** apresenta a introdução e o objetivo da presente dissertação.

A Revisão da Literatura (**capítulo 2**) tem como objetivo apresentar o Enquadramento Teórico relativo à qualidade das massas de água superficiais, a drenagem mineira ácida (DMA), a tecnologia de tratamento de eco-reabilitação e o enquadramento legal. O conteúdo deste capítulo foi resumido de forma a proporcionar um entendimento sobre a água da Ribeira de Água Forte.

No **capítulo 3** descrevem-se os materiais e métodos utilizados para atingir o objetivo proposto.

No **capítulo 4** apresenta-se a forma como foi efetuada a construção da instalação piloto (fundamental para efetuar os estudos de eco-reabilitação), os resultados da qualidade da água da Ribeira de Água Forte, os resultados da monitorização da instalação piloto incluindo a monitorização das macrófitas, *Vetiveria zizanioides* e da *Phragmites australis*.

As considerações finais do presente estudo encontram-se no **capítulo 5**.

Todas as referências e citações utilizadas na preparação desta dissertação são compiladas e apresentadas no **capítulo 6**.

É de se referir que esta dissertação deu origem a dois posters: (1) "Preliminary results of the pilot floating beds for eco-rehabilitation of contaminated water course" (Anexo II); (2) "Resultados preliminares da adaptabilidade da *Vetiveria zizanioides* e *Phragmites australis* numa instalação piloto de leitos flutuantes" (Anexo III), que foram apresentados em Faro e Leiria, respetivamente e (3) uma comunicação oral no "International week" sobre "Eco-rehabilitation in Surface Water Contaminated", apresentada no Instituto Politécnico de Beja.

## **2 Enquadramento teórico**

### **2.1 Qualidade de massas de água superficial**

A água é um bem essencial para a vida humana, para o equilíbrio dos ecossistemas, para a produção de alimentos, para a geração de energia e para a economia em geral.

De acordo com Durão (2013) alteração da qualidade da água em ecossistemas aquáticos resulta de fatores naturais e antropogénicos (poluição pontual e difusa) que ocorrem na bacia hidrográfica, pelo que esta é considerada como sendo a unidade ideal para a gestão integrada dos recursos naturais. Apesar da bacia hidrográfica constituir a unidade hidrológica global de avaliação, as medidas de proteção e recuperação dos sistemas aquáticos devem ser identificadas ao nível das sub-bacias e de troços críticos, nos quais, numa primeira fase, identificam-se os níveis de degradação, e numa segunda fase, estabelecem-se as medidas necessárias para a sua reabilitação

Durante muitos anos, as zonas húmidas eram utilizadas (ocupadas e drenadas) para o desenvolvimento da agricultura. Atualmente, estas zonas são vitais para os cursos de água e vida selvagem, constituindo um recurso paisagístico, com funções de proteção e de melhoria da qualidade da água, de ecossistema aquático e ainda de manutenção da água superficial (armazenamento da água dentro das margens), durante o período seco. A água armazenada nas zonas húmidas é libertada lentamente, permitindo a recarga da água subterrânea. A zona húmida natural é constituída por vegetação abundante e pouca água, proporcionando um habitat de diversas espécies (EPA, 2001).

O rápido desenvolvimento económico e a degradação dos recursos hídricos, dos últimos anos, tem contribuído para o aumento da preocupação relacionada com a contaminação da água (Xu, et al., 2014).

No Japão, nos últimos 15 anos, realizaram-se mais de 23000 projetos de recuperação de rios poluídos (Nakamura, et al, 2016). Os projetos de recuperação em rios e bacias hidrográficas, em países como a Austrália, Inglaterra e Estados Unidos da América, baseiam-se em ações ecológicas recorrendo a técnicas de eco-engenharia, cujo objetivo fundamental é a recriação do sistema fluvial e a utilização de materiais naturais disponíveis (Silva, 2010).

Na China têm surgido vários projetos de investigação, quer *in loco* quer em laboratório, com o intuito de recuperar linhas de água de inadequada gestão ambiental (Zhang, et al., 2006).

A Diretiva Quadro da Água (DQA) (Diretiva 2000/60/CE, de 23 de outubro de 2000) estabelece um enquadramento para a proteção das águas superficiais interiores, águas de transição, águas costeiras e águas subterrâneas, com o objetivo de evitar a degradação, proteger e melhorar o

estado dos ecossistemas aquáticos, terrestres e zonas húmidas, tal como promover o consumo sustentável da água. Apesar da implementação da DQA ter proporcionado uma melhoria do estado ecológico nas massas de água superficial, a escassez de água e a má utilização deste recurso, sentida nos últimos anos, em particular na região do baixo Alentejo, tem contribuído significativamente para a diminuição da qualidade de água.

De acordo como Relatório do Estado Ambiental de 2016, em Portugal, a percentagem de massas de água superficial com qualidade boa ou superior foi apenas de 53%.Torna-se assim, fundamental testar metodologias e técnicas de eco-engenharia com vista à melhoria das massas de água superficial.

## **2.2 Drenagem mineira ácida**

A extração mineral é uma de entre outras atividades humanas que tem contribuído nos últimos cem anos para a degradação ambiental (Gonçalves, 2010).

A atividade mineira tem impacto pontual, ou seja, afeta áreas específicas, porém, pode provocar alterações de elevada intensidade, mesmo em locais distantes da sua origem (Cruz, 2011).

A drenagem mineira ácida (DMA) pode levar à ocorrência de vários impactes ambientais negativos, provocados pelas modificações na morfologia, perda do solo, alteração da qualidade da água, a perda de vegetação, produção de resíduos, etc., afetando as águas, os solos, a fauna, a flora, a paisagem e o Homem.

A contaminação por metais é particularmente importante nos casos em que ocorrem drenagens ácidas a partir de sulfuretos depositados na escombreira. A drenagem destas águas ácidas para as linhas de água, provoca a dispersão dos metais e a contaminação e acidificação das águas superficiais e dos solos, condicionando a utilização da água para uso doméstico ou industrial. Na sequência do abandono de minas subterrâneas podem ocorrer, também, situações graves de contaminação de águas subterrâneas. Nestes casos, com o alagamento progressivo das galerias, o nível freático restabelece-se a cotas próximas das originais, podendo contaminar as captações existentes na área envolvente (Gonçalves, 2010).

A DMA é um fenómeno complexo que ocorre devido à dissolução oxidativa os sulfuretos e, que, frequentemente é responsável pela contaminação do meio aquático. Estas reações de alteração dos sulfuretos promovem a mobilização de espécies químicas, assim como o desenvolvimento de neoformações mineralógicas supergénicas, designadas de minerais de drenagem ácida. A dissolução dos minerais de drenagem ácida mais instáveis promove a mobilização de sulfato e metais, desencadeando picos de contaminação, principalmente na sequência das primeiras chuvas de outono (Oliveira, 2011). Caracteriza-se por ser uma drenagem de águas de mina com valores

de pH relativamente baixos e elevadas concentrações de sulfatos e de metais, como o ferro, resultantes da lixiviação de sulfuretos ( $S^{2-}$ ). A principal causa do aparecimento da DMA é a oxidação da pirite ( $FeS_2$ ) entre outros minerais sulfídricos quando em contato com a água e com o oxigênio (Teixeira, 2012).

Na Tabela 1 são apresentados os valores típicos de DMA.

*Tabela 1 – Valores típicos de drenagem mineira ácida (DMA).*

Parâmetro	(Santos, 2008)			(Macías, 1998)	
	(a)	(b)	(c)	(d)	(e)
pH	4.8	3.41	2.93	2.8-3.2	3.1-3.5
Eh (mV)	264	206.5	535.5	579-664	615-695
CE ( $\mu S/cm$ )	1563	-	-	4070-4900	1670-2820
$SO_4^{2-}$ (mg/L)	810	3394.95	889.35	500-7500	1082-2616
$Cl^-$ (mg/L)	65	-	-	22.0	-
Fe (mg/L)	79.8	677.6	48.2	324	-
Cu (mg/L)	-	-	-	1.66	-
Zn (mg/L)	0.061	-	-	29.6	-
Ca (mg/L)	185	261.25	8	321.0-440.0	178.1-298.0
Mg (mg/L)	93	136.65	8.65	155.0-249.2	71.4-108.3
Na (mg/L)	21.5	-	-	10.4-24.5	13.2-18.0
K (mg/L)	6.8	-	-	2.3-7.8	2.9-6.0

(a), (b) e (c) – Valores de três amostras de água de origem distinta;

(d) - água extremamente afetada pela oxidação dos sulfatos, escassamente neutra;

(e) - água moderadamente afetada pela oxidação da pirite, muito ácida.

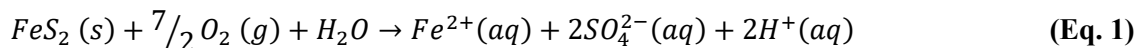
A DMA resultante da oxidação da pirite e da hidrólise de metais de diversos minerais, tem geralmente iões metálicos na sua composição, tais como: zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), arsénio (As) e chumbo (Pb). Os sulfatos são encontrados frequentemente em concentrações elevadas e a sua solubilidade aumenta com a acidez do meio (Nyquist e Greger 2009).

O enxofre encontra-se em abundância nos minerais, nos sedimentos, no solo e na água (Sousa, 2001). O ciclo do enxofre provocado pelos resíduos mineiros permanece até que toda a pirite disponível tenha sido consumida através de reações que resultam no caráter ácido do meio, levando conseqüentemente ao aumento da solubilização de metais pesados como o ferro, alumínio, cobre, níquel e zinco (geralmente associados a minerais sulfetados) (Maia, 2004).

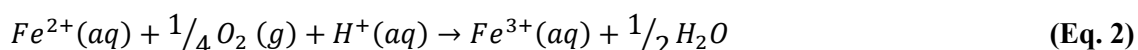
Os compostos de enxofre provenientes de minas nas águas naturais são provenientes da oxidação da pirite ( $FeS_2$ ). Esta primeira reação da pirite (Eq.1) é lenta e ocorre na presença ou não de



bactérias, quando o pH é superior a 4.5 e produz acidez livre. Por cada mole de pirite são geradas duas moles de prótons:

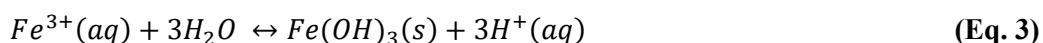


Seguidamente, se o oxigénio dissolvido for suficiente ou se as soluções podem ser oxidadas pelo contacto com a atmosfera, o ferro ferroso ( $Fe^{2+}$ ) dissolvido é oxidado e passa a ferro férrico ( $Fe^{3+}$ ), consumindo 1 mole de prótons ( $H^+$ ) (Eq. 2). Existem bactérias que aumentam a velocidade de oxidação do  $Fe^{2+}$  e do  $Fe^{3+}$ , essa reação depende do pH uma vez que para que o  $Fe^{3+}$  permaneça em solução é necessário o pH ser menor do que 3.5, caso contrário precipita sobre a forma de hidróxido:

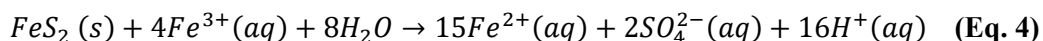


Depois disto, pode aumentar bastante a geração de prótons ( $H^+$ ) porque o ferro férrico produzido na equação anterior pode reagir (Santos, 2008):

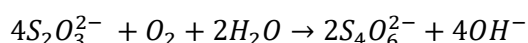
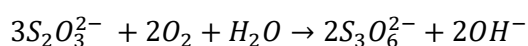
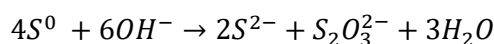
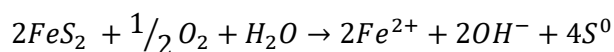
com a água e formar precipitados de hidróxidos de ferro ( $Fe(OH)_3$ ), se o pH for superior a 3.5:



com a pirite ou outros minerais, funcionando o  $Fe^{3+}$  como oxidante, produzindo mais acidez livre e ferro ferroso. Como esta reação (Eq. 4) é muito mais rápida do que a reação representada pela equação 1 há um aumento de prótons ( $H^+$ ) e de sulfato ( $SO_4^{2-}$ ).

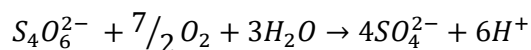
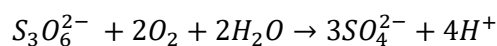
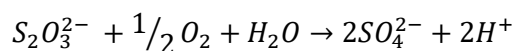


Segundo Kuyucak (2014), as atividades relacionadas ao minério de sulfuretos contendo  $FeS_2$  geram inevitavelmente, em condições alcalinas, tiossais. Os tiossais incluem o tiosulfato ( $S_2O_3^{2-}$ ), o tritronato ( $S_3O_6^{2-}$ ) e o tetratronato ( $S_4O_6^{2-}$ ). A sua formação ocorre através das seguintes reações:

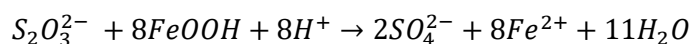


Os tiossais não são tóxicos, contudo a sua existência em águas superficiais acarreta problemas de depressão do Ph e aumento de  $SO_4^{2-}$  e  $H^+$ , através da oxidação ou da dismutação (denominação

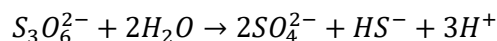
dada a dois tipos de reação: (1) reação do tipo:  $2A \rightarrow A' + A''$ , em que  $A'$  e  $A''$  são substâncias diferentes; (2) reação redox onde o elemento é ao mesmo tempo oxidado e reduzido), como demonstram as seguintes reações (Kuyucak, 2014):



Através de oxi hidróxidos de ferro (FeOOH):



Através de dismutação:



De acordo com Kuyucak (2014), a oxidação dos tiossais em meios aeróbios é extremamente lenta em condições de temperatura abaixo dos 20°, na ausência de catalisadores químicos ou microbiológicos, oxidantes fortes e luz ultravioleta. Segundo Vongprom, et al., (2008), Os tiossais transformam-se noutras espécies dependendo do pH, da temperatura, da degradação bacteriana e de reações com outros oxidantes ou catalisadores presentes na DMA. Esta situação pode ameaçar as águas superficiais.

Segundo Santos (2008) o enxofre é requerido na síntese de proteínas e é libertado na sua degradação.

A Figura 2 ilustra o ciclo do enxofre.

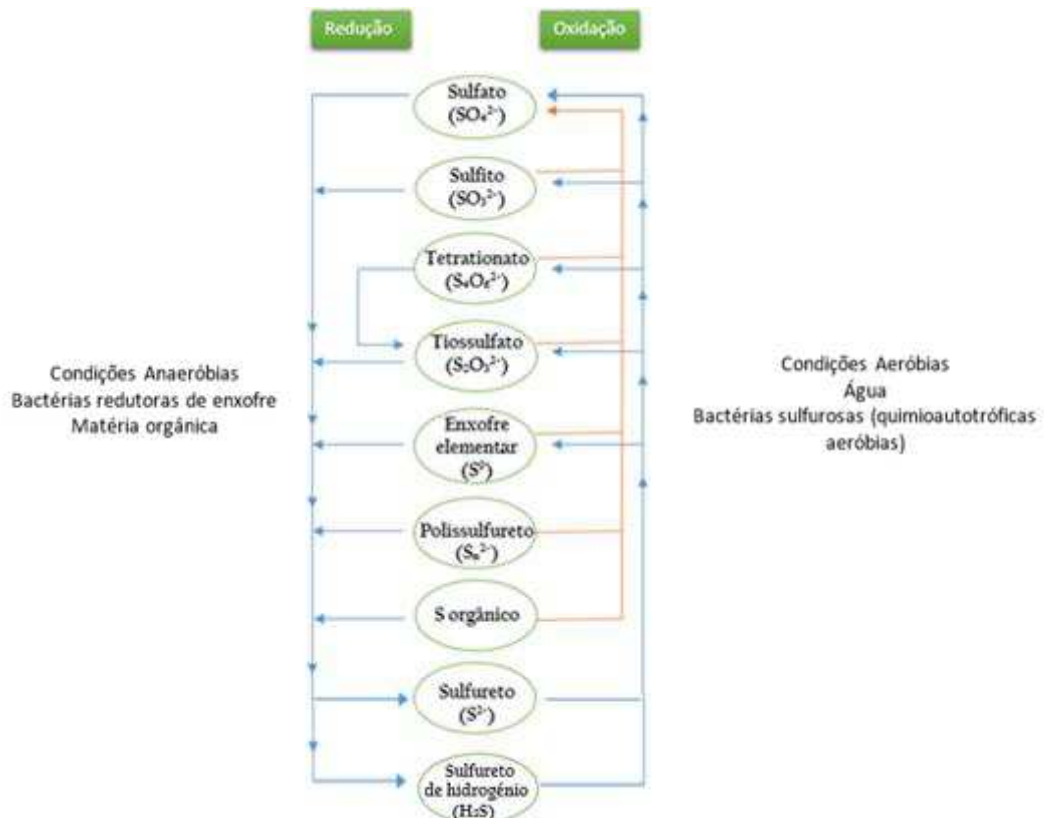


Figura 2 - Ciclo do enxofre (adaptado de Lohmayer, et al., 2014; Pardal, 2015; Wasmund, et al., 2017).

A forma predominante do enxofre na água é o sulfato (Wetzel, 1993). A solubilidade dos sulfatos aumenta consoante a acidez do meio (Alexandre, 2016). A maior parte da assimilação do enxofre, pelas plantas, faz-se sobre a forma de sulfato mas durante a decomposição da matéria orgânica (Figura 3) este elemento é libertado em grande parte sobre a forma de sulfureto ( $\text{S}^{2-}$ ), o qual pode ser emitido para a atmosfera sobre a forma de sulfureto de hidrogénio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), diminuindo a acidez da água. Em ambiente óxido o  $\text{H}_2\text{S}$  é rapidamente oxidado, podendo passar novamente a enxofre elementar ( $\text{S}^0$ ),  $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , entre outros (Santos, 2008).

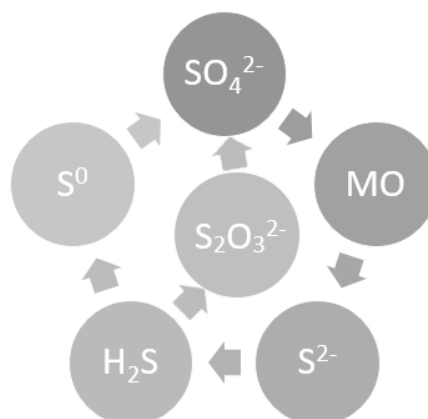


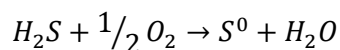
Figura 3 - Ciclo do enxofre durante a decomposição da matéria orgânica.

Os  $S^{2-}$  podem precipitar sob a forma de sulfuretos metálicos. No que diz respeito aos compostos de enxofre reduzidos intermediários, estes, dependendo dos elétrons disponíveis podem ser reduzidos ou oxidados a  $S_2O_3^{2-}$ ,  $S^0$ , sulfito ( $SO_3^{2-}$ ) e tetrionato ( $S_4O_6^{2-}$ ), sendo alguns destes instáveis e podendo ser novamente oxidados ou reduzidos a  $SO_4^{2-}$ . É de salientar que a limitação de carbono orgânico provoca diminuição do  $S^0$ , o que leva a um aumento do  $SO_4^{2-}$  (Wu, et al. 2013).

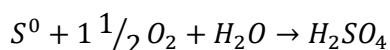
As bactérias que reduzem  $SO_4^{2-}$ ,  $SO_3^{2-}$ ,  $S_2O_3^{2-}$ , hipossulfito e  $S^0$  para  $H_2S$ , são conhecidas como bactérias redutoras de sulfato, são heterotróficas e anaeróbias, e utilizam o composto de enxofre como recetor de hidrogénio durante o metabolismo oxidativo. Existem vários grupos de bactérias que oxidam o  $S^{2-}$  para  $S^0$  e este para  $SO_4^{2-}$ . As bactérias redutoras de enxofre são estritamente anaeróbias, fazendo derivar oxigénio do  $SO_4^{2-}$  para a oxidação da matéria orgânica ou do hidrogénio molecular. Enquanto estas reações não consomem oxigénio diretamente, o  $H_2S$  produzido pelas bactérias redutoras de sulfato é rapidamente oxidado, consumindo oxigénio após ser introduzido ou transportado para as zonas aeróbias (Wetzel, 1993).

As bactérias que oxidam o enxofre são normalmente divididas em dois grupos, nomeadamente as quimiossintéticas e as fotossintéticas.

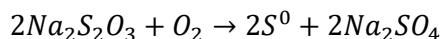
As bactérias quimiossintéticas que oxidam o enxofre são principalmente aeróbias que oxidam  $H_2S$  e são de dois tipos. O primeiro tipo forma depósitos de enxofre dentro da célula:



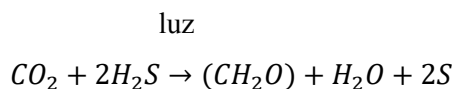
Quando se esgotam as fontes de sulfureto o enxofre armazenado internamente é oxidado com libertação de sulfato:



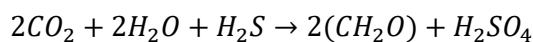
O segundo tipo de bactérias oxidam o enxofre formando depósitos fora da célula. Estas bactérias oxidam o sulfureto, o enxofre elementar e outros compostos reduzidos de enxofre, como o tiosulfato:



As bactérias fotossintéticas sulfurosas, anaeróbias, e que podem ser divididas em *bactérias sulfurosas verdes* e *bactérias sulfurosas púrpura*. As *bactérias sulfurosas verdes* necessitam de luz como fonte de energia, usando o enxofre do  $H_2S$  como um dador de elétrons na redução fotossintética do  $CO_2$ :



luz



As *bactérias sulfurosas púrpura* necessitam de energia luminosa para a oxidação de  $H_2S$  e de outros compostos sulfurosos reduzidos, especialmente o  $S_2O_3^{2-}$ , que passa a  $SO_4^{2-}$  na redução fotossintética do  $CO_2$  (Wetzel, 1993).

De acordo com Sousa (2001) as formas orgânicas do enxofre são mineralizadas pela biodegradação de células mortas ou de dejetos orgânicos contendo compostos de enxofre. Os compostos inorgânicos de enxofre mais abundantes são:  $H_2S$ ;  $S^0$  e o  $SO_4^{2-}$ .

Segundo Metcalf e Eddy (2003) o  $SO_4^{2-}$  é reduzido biologicamente sob condições anaeróbicas para o  $SO_3^{2-}$  que, por sua vez, pode combinar com hidrogénio para formar  $H_2S$  (Figura 4).

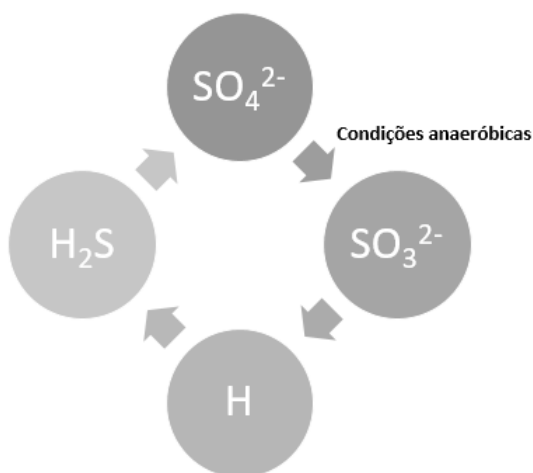


Figura 4 - Ciclo do enxofre sobre condições anaeróbicas.

## Oxigénio

O oxigénio tem um papel fundamental sob o aspeto químico nas reações de oxidação – redução do ferro, magnésio, cobre azoto e enxofre, e sob o aspeto biológico por ser um elemento fundamental em todos os processos de metabolismo aeróbio.

Nas massas de água, a solubilidade do oxigénio depende de diversos fatores, dos quais se salientam a pressão atmosférica, a temperatura e a salinidade. À medida que a temperatura e a salinidade aumentam a solubilidade do oxigénio diminui. A baixa solubilidade do oxigénio na água, limita a capacidade de autodepuração das águas naturais (Sousa, 2001).

Outra fonte importante de oxigénio para água é a fotossíntese.

No controle da solubilidade do  $O_2$  na água o fator mais importante é a temperatura. Como a solubilidade dos gases em água diminui com a elevação da temperatura, a quantidade de oxigénio que se dissolve a zero graus ( $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) ( $14,2\text{ mg/L}$ ) é mais do que o dobro da que se dissolve a  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$

(7,0 mg/L). Deste modo, águas de rios ou lagos aquecidas artificialmente como resultado de poluição térmica contêm menos oxigénio dissolvido (OD).

A concentração em OD depende assim da atividade física, química e bioquímica que se verifica em qualquer massa de água. Trata-se de um parâmetro essencial no controlo da sua qualidade, do seu nível de poluição, em especial orgânica e da evolução dos processos de tratamentos das águas residuais.

As perdas de oxigénio são causadas pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), por perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos, nitrificação e oxidação química abiótica de substâncias como iões metálicos, como o ferro ( $\text{Fe}^{2+}$ ) e manganês ( $\text{Mn}^{2+}$ ) (Fiorucci e Benedetti, 2005).

### **Temperatura**

Outro parâmetro de grande importância e que é influenciador de outros parâmetros numa massa de água é a temperatura, dado que tem efeito na velocidade das reações químicas, na solubilidade dos gases, na taxa de crescimento dos microrganismos, entre outros (Sousa, 2001). Segundo Metcalf & Eddy (2003) a temperatura ótima para a atividade bacteriana situa-se entre 25 a 35°C. Este parâmetro pode influenciar na acumulação dos metais pesados nas plantas aquáticas e, segundo Soares (2006), a concentração e a acumulação de metais aumentam com o aumento da temperatura da água.

### **pH**

O pH está ligado a quase todos os parâmetros de qualidade da água, porque os equilíbrios químicos, invariavelmente, envolvem a concentração de iões hidrogénio disponíveis. Embora o pH não seja um parâmetro que diretamente determine efeitos negativos na qualidade da água, a sua relação e influência nos outros parâmetros define-o como fundamental na apreciação da qualidade da água.

Como mencionado por Maia (2004), um valor de pH acima de 4,5 favorece um alto teor de sulfato e uma baixa concentração de ferro total, com pouca ou nenhuma acidez. Já a variação de pH de 2,5 a 4,5 resulta em um alto teor de sulfato, acidez, acréscimo na concentração de ferro total e baixa relação de  $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ . Quando o pH é inferior a 2,5 ocorre um elevado teor de sulfato, geração de acidez, elevado teor de ferro total e uma elevada relação de  $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ .

## Condutividade

A condutividade é uma medida da atividade iónica numa solução em termos da sua capacidade de transmitir corrente eléctrica. Esta corrente é conduzida em solução mediante o movimento dos iões. Quanto maior a concentração dos iões, maior a mobilidade iónica, logo maior é a magnitude da condutividade eléctrica. A importância da condutividade prende-se com o efeito de corrosão numa água e depende da temperatura, aumentando numa proporção de 2% por °C. A água teoricamente pura não conduz corrente eléctrica, tendo um valor muito baixo do parâmetro, cerca de 0.05 µS/cm (Silva, 2013).

Segundo Metcalf & Eddy (2003), este parâmetro é um dos mais importantes na análise da qualidade de uma água destinada a rega.

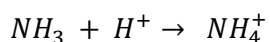
## Compostos de Azoto

A determinação das 4 formas de azoto: azoto orgânico (N orgânico), azoto amoniacal ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) existentes numa água poderá dar indicação da fonte de poluição, pelos diferentes estados de oxidação apresentados pelo azoto. Assim, se uma água apresentar elevadas concentrações de N orgânico ou  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  poderá significar presença de uma contaminação recente por águas residuais de natureza orgânica. Em águas em que a maior parte do azoto se encontra na forma de  $\text{NO}_3^-$  significa que a contaminação foi feita já há algum tempo, ou resulta de efluentes residuais tratados.

O N orgânico e o N amoniacal podem ser determinados como um todo pelo método de Kjeldhal sendo essa quantidade designada por N-total ou de Kjeldhal.

A maioria do azoto em águas, está originalmente presente na forma de azoto orgânico (proteínas) e amónia. Com o passar do tempo, o azoto orgânico é gradualmente convertido a amónia e por fim, em condições aeróbias, ocorre a oxidação da amónia a nitritos e nitratos.

O azoto amoniacal existe naturalmente em águas de superfície, e é definido como sendo o azoto existente em solução aquosa quer na forma de  $\text{NH}_3$ , quer na forma de  $\text{NH}_4^+$ , de acordo como equilíbrio:



A predominância de uma ou outra forma depende das condições do ambiente aquático, nomeadamente do pH e da temperatura.

Vestígios de metais como cádmio (Cd), crómio (Cr), cobre (Cu), ferro, chumbo (Pb), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e zinco (Zn) são um importante constituinte da maioria das águas. Muitos destes metais são classificados como poluentes prioritários, contudo muitos destes

metais são necessários para o crescimento da vida biológica e a sua ausência pode limitar o crescimento de algas, por exemplo. A presença excessiva de qualquer destes metais interfere com muitos usos benéficos de água devido à sua toxicidade; portanto é necessário medir e controlar as concentrações destas substâncias (Metcalf & Eddy, 2003).

As concentrações de metais provenientes de uma DMA são variáveis e fortemente dependentes da composição dos minerais extraídos.

De acordo com Reed, et al., (1995) a taxa de remoção de metais no sistema aquático depende do pH, da temperatura e do tempo de retenção. Laws (1993) refere que os fatores que influenciam a precipitação dos metais são: o pH, as alterações no potencial de oxidação, sendo que os principais tipos de reações que ocorrem são a formação de óxidos, sulfuretos metálicos, sulfatos e carbonatos, precipitação alcalina, adsorção ou co-precipitação em óxidos de Fe e Mn, argilas e matéria orgânica.

A maior preocupação da presença de metais no ambiente aquático está associada à sua persistência e toxicidade. Devido à sua persistência no ambiente, os metais participam nos ciclos biogeoquímicos globais, nos quais a água é o principal vetor de distribuição. Assim que o metal atinge um corpo de água, pode ocorrer uma série de reações químicas, fazendo com que o metal se possa apresentar sobre uma variedade de formas no ambiente aquático. O processo que determina as formas em que os metais serão encontrados no ambiente é conhecido como especiação. As espécies metálicas resultantes dos processos de especiação determinam a sua disponibilidade para o meio aquático. Dependendo do nível de exposição, o metal incorporado pode apresentar efeitos benéficos ou ser prejudicial aos organismos. Assim sendo, a compreensão do comportamento e mobilidade dos metais nos diversos compartimentos do ambiente depende muito de sua especiação. As diferentes formas químicas obedecem a uma determinada distribuição nos compartimentos da natureza. Por exemplo, compostos metálicos sólidos têm menor mobilidade do que compostos coloidais ou solúveis. A Figura 5 apresenta de maneira geral, o comportamento do metal no ambiente aquático. O íon metálico pode estar associado à matéria orgânica na fração particulada ou associado a compostos orgânicos e inorgânicos na fração dissolvida. O material particulado não apresenta formas tóxicas enquanto os componentes inorgânicos e íões hidratados são considerados biodisponíveis, ou seja, tóxicos à biota aquática (Pardal, 2015).



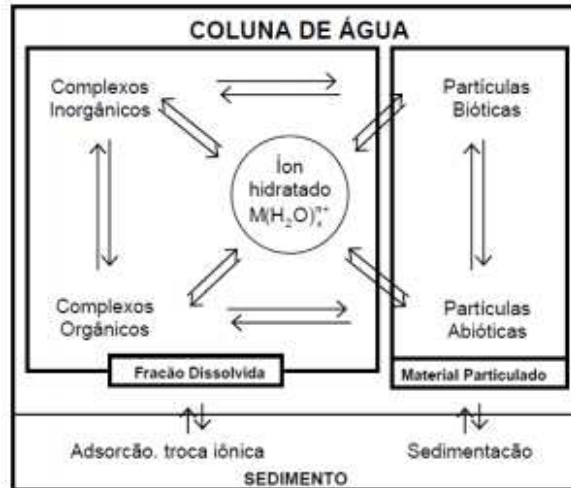


Figura 5 - Esquema representativo da distribuição dos metais em sistemas aquáticos naturais (fonte: Pardal, 2015)

A contaminação de metais provenientes de DMA é difícil de prever, uma vez que as concentrações de metais são variáveis e altamente dependentes da composição dos minerais extraídos (Nyquist e Greger, 2009).

O Fe é solubilizado essencialmente a partir dos sulfuretos de ferro, como a pirite, a pirrotite ( $\text{Fe}_{1-x}\text{S}$ ) e a calcopirite ( $\text{CuFeS}_2$ ), mantendo-se em solução sob condições de potencial redox (Eh) e acidez baixas. Um Eh baixo favorece a estabilidade dos íons ferrosos em solução e um  $\text{pH} < 3$ , permite que os íons permaneçam dissolvidos (Favas, 2008).

O Zn é solubilizado, essencialmente, a partir da blenda ( $\text{ZnS}$ ) podendo ocorrer em quantidades variáveis a partir de outros sulfuretos, tais como a calcopirite e a galena; é dos metais mais comuns e mais solúveis em soluções ácidas ( $\text{pH} < 6$ ). O arsénio (As) existente nas drenagens ácidas de minas provém da oxidação da arsenopirite. O Cu é solubilizado essencialmente a partir dos sulfuretos de cobre: calcopirite e covelite ( $\text{CuS}$ ), sendo facilmente lixiviado caso a produção de ácido sulfúrico seja abundante e a rocha hospedeira encaixante não constitua um neutralizante forte. O Mn é solubilizado em quantidades vestigiais a partir dos sulfuretos ou dos minerais do encaixante. Quando está solubilizado, apresenta uma grande mobilidade, mantendo-se estável sob a forma de íons bivalentes, em soluções ácidas e com Eh baixo. Apresenta um comportamento semelhante ao do Fe e pode formar vários estádios de oxidação sendo a forma dominante, durante o processo de oxidação, o  $\text{Mn}^{2+}$ . Na forma oxidada  $\text{Mn}^{4+}$  forma compostos insolúveis (Alexandre, 2016).

## 2.3 Eco-reabilitação

As estratégias de eco-reabilitação em rios podem ser de vários tipos: reflorestamento, proteção das margens, construção de cercas para proteger as margens, controle de sedimentos, modificação

de caudal, modificação da estrutura do rio, modificação do habitat e melhoria da qualidade da água. Normalmente quando se pretende proporcionar a melhoria da qualidade da água as técnicas de eco-reabilitação incidem nas galerias ripícolas, na estabilidade das margens, na criação de zonas húmidas e, recentemente, na colocação de leitos flutuantes (Durão, 2013).

A eco-reabilitação é uma tecnologia ecológica que permite mitigar os efeitos negativos decorrentes da poluição na massa de água superficial. Pode-se considerar que a nível da qualidade da água os impactes esperados são positivos, visto que as macrófitas escolhidas podem contribuir para a melhoria da qualidade da total ou parcial da massa de água superficial, tornando também mais transparente. Ao nível ecológico esta tecnologia pode promover *in situ* um equilíbrio na fauna e na flora já que constitui um habitat, contribuindo assim para a fixação de aves em vias de extinção.

Apesar da eco-reabilitação de cursos de água superficial ser uma técnica de diminutos riscos ambientais pode promover alguns impactos negativos, a nível ecológico e paisagístico, se a espécie de macrófita utilizada proliferar de tal forma que se torne quase impossível a sua manutenção ou se promover o aparecimento de pragas (Pinto, 2014).

Os leitos flutuantes (Figura 6) são constituídos por uma estrutura de plantio sem solo ou seja estrutura flutuante, plantas aquáticas (flutuantes e emergentes) e comunidades ecológicas (algas, biofilmes, zooplâncton e invertebrados) (Yeh, et al., 2015).

Segundo (Walker, et al., 2017), a estrutura (jangada) flutuante facilita o crescimento das raízes na coluna de água e pode ser construída a partir de uma variedade de materiais, como pneus, rede ou materiais plásticos. As jangadas flutuantes geralmente são ancoradas para evitar a deriva, garantindo que estas permanecem onde possam intercetar a água de entrada mais contaminada e permitindo a facilidade de acesso de manutenção. Esta ancoragem deve ter em conta as variações do nível de água na massa de água em que se insere. A jangada pode ser composta por uma matriz de material orgânico, como ilustra a Figura 6, ou simplesmente sem qualquer tipo de substrato, como o caso da jangada flutuante em estudo (construída apenas com garrafas PET e um material inerte (esponja) que permite a fixação da macrófita nos vasos).

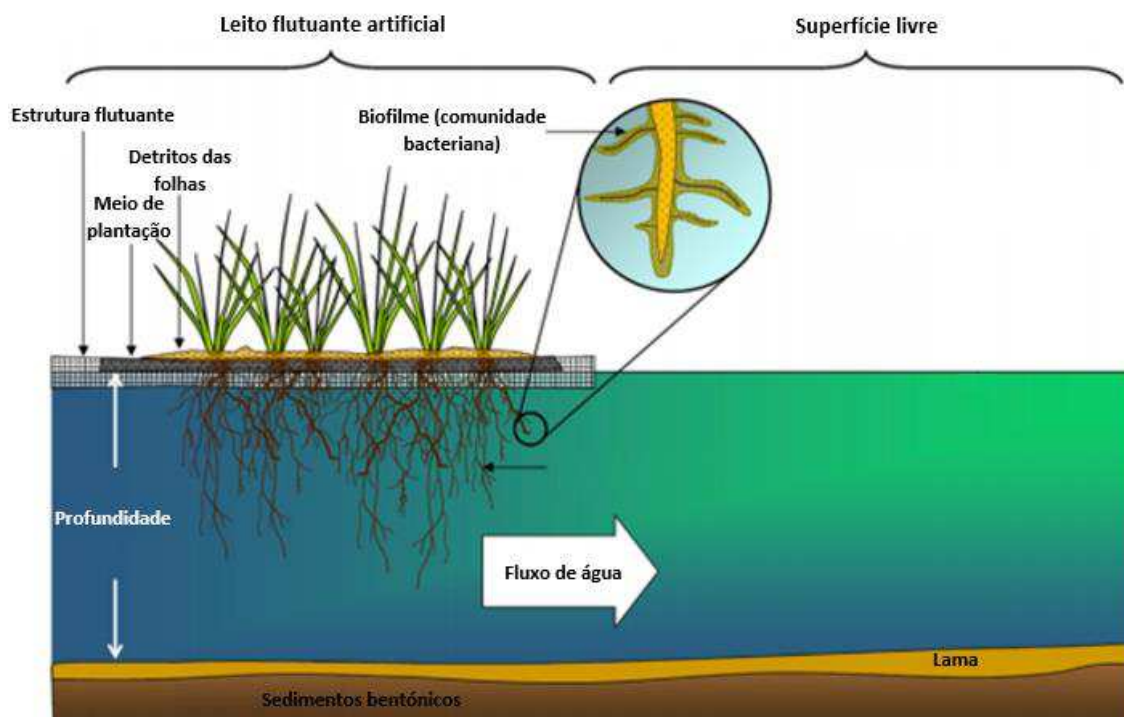


Figura 6 - Esquema típico de leitos flutuantes (adaptado de: Yeh, et al., 2015)

A utilização de macrófitas nos leitos permite remover, degradar ou imobilizar os contaminantes presentes numa matriz de crescimento (solo, água ou sedimento) através de operações físicas, químicas e com recurso a plantas (Almeida A., 2013).

Na tabela 2 apresentam-se os processos que poderão ocorrer através da eco-reabilitação.

Tabela 2 - Processos realizados pela eco-reabilitação (adaptado de: UNEP, 2016).

Processo	Descrição
Fitodegradação	Origina a quebra de moléculas dos contaminantes por ação das enzimas das plantas que agem como catalisadores.
Biodegradação na rizosfera	As raízes das plantas produzem nutrientes para os microrganismos que participam na biodegradação da molécula dos contaminantes.
Volatilização	Dá-se a transpiração dos compostos orgânicos através das folhas das plantas.
Fitoextração ou fitoconcentração	O contaminante fica concentrado nas raízes, caule e folhas.
Estabilização	As plantas convertem o contaminante numa forma não biodisponível, ou impede a sua propagação.

A Figura 7 ilustra os processos que se podem desenvolver nas plantas.

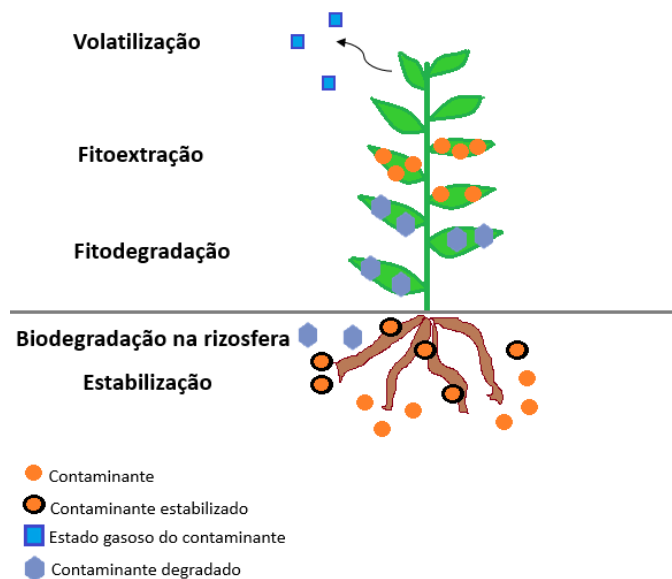


Figura 7 - Esquema dos diferentes processos realizados pelas plantas (adaptado de: Greipsson, 2011).

Pivari, et al. (2008) reportam que as macrófitas são, atualmente, um termo consagrado na literatura científica internacional, que se aplica à vegetação que surge em ambientes húmidos, as quais mantêm biomassa radicular em contacto direto e permanente com a água, morrendo caso estas fiquem expostas ao ambiente seco. Estas podem ocupar extensas áreas e o seu desenvolvimento reflete a qualidade da água em que vivem (Poças, 2015).

De acordo com Almeida (2011) constituem uma importante fonte de carbono e energia na base da cadeia alimentar, proporcionando habitat de alimentação e de refúgio para várias formas de organismos aquáticos. As macrófitas promovem a heterogeneidade espacial e temporal que favorece a biodiversidade dos corpos hídricos, fornecem substrato para colonização e crescimento de microrganismos e ainda absorvem o excesso de nutrientes dissolvidos na água, visto que estas precisam de nutrientes para o seu desenvolvimento (como todas as plantas).

A libertação de oxigénio pela planta faz-se essencialmente através das extremidades das raízes, proporcionando alternância de zonas aeróbias com anaeróbias e anóxicas (Figura 8) (Almeida, 2017b).

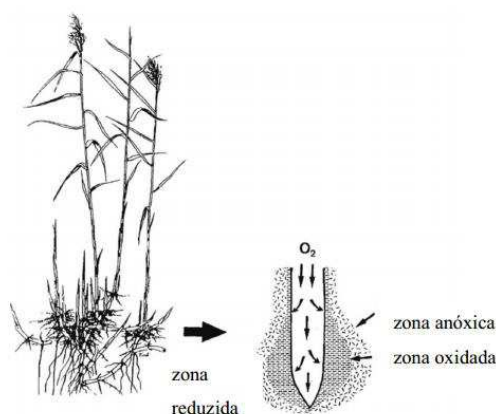


Figura 8 - Fluxo de  $O_2$  na raiz da macrófita (fonte: Almeida, 2017b).

Os contaminantes orgânicos representam os poluentes ambientais mais comuns e podem ser removidos ou imobilizados através dos processos de fitodegradação, da estabilização, da biodegradação na rizosfera e da volatilização (Greipsson, 2011).

Na maioria dos casos, os metais ficam concentrados na biomassa radicular das plantas e o processo de transporte para a biomassa foliar é, normalmente, lento (Moresco, 2016). Os metais podem ser extraídos do meio abiótico através dos processos de fitoextração, volatilização e de estabilização (Greipsson, 2011).

Uma das primeiras etapas no programa de fitorremediação é a seleção da(s) espécie(s) de fitorremediação (Wersal e Madsen, 2012). O ideal na escolha da espécie é reunir todas as características fisiológicas e morfológicas, que a tornam adequada para a utilização nos problemas ambientais, numa só espécie. No entanto, aquela que for selecionada deve reunir o maior número possível de atributos. Deve-se ter em conta a possibilidade de utilização de várias espécies no mesmo local, ao mesmo tempo ou subsequentemente, com vista a promover uma maior descontaminação (Almeida, 2011).

De forma a obter-se um resultado satisfatório torna-se necessário optar pela utilização de plantas que possuam determinadas características como: uma boa capacidade de absorção; um sistema radicular profundo, uma taxa de crescimento acelerada; ser de fácil colheita e que apresentem uma elevada resistência ao poluente (Coutinho e Barbosa, 2007).

Salati (2006) destaca que as plantas mais utilizadas no tratamento de água são: *Eichhornia crassipes* (planta flutuante); *Lemna* (planta flutuante); *Spirodella* (planta flutuante); *Wolffia* (planta flutuante); *Typha latifolia* (planta emergente); *Scirpus lacustris* (planta emergente) e a *Phragmites australis* (planta emergente).

Neste estudo optou-se pela *Vetiveria Zizanioides* e pela *Phragmites australis*, porque estas apresentam as seguintes características, tendo-se consideradas como sendo as mais adequadas à região em estudo.

A macrófita *Vetiveria Zizanioides* (Figura 9), reclassificada como *Chrysopogon zizanioides* é uma planta de origem asiática, perene, herbácea, com elevada produção de biomassa (Almeida, 2011). Apresenta talos eretos, folhas compridas e relativamente rígidas (Truong, et al., 2008).. Tem um crescimento radicular, denso e maciço, com elevada taxa de crescimento, capaz de atingir mais de 3,0 metros de profundidade em 12 meses, em solos de boa qualidade. É tolerante à seca, à geada, à alcalinidade, a variações de pH entre 3.3 e 9.5, à temperatura do ar entre -20 e 60 graus Celsius, observada em Beja, no Alentejo (Almeida, 2017a), ao azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+\text{-N} \approx 500 \text{ mg/L}$ ), à salinidade, às inundações, aos metais-traço e agroquímicos. Apresenta também elevada resistência a pragas, doenças e incêndios (Chaves e Andrade, 2013).



Figura 9 - *Vetiveria zizanioides* (adaptado de: Behnke, 2011).

A *Vetiveria zizanioides* pode ser destruída facilmente, tanto por pulverização com glifosato como por corte da planta abaixo da coroa (Truong et al., 2008). Desta forma a sua utilização para fins de eco-reabilitação não constitui qualquer perigo para o Ambiente.

Vários estudos (i.e. Mathew, et al., 2015) revelam um bom desempenho desta planta quanto a projetos de descontaminação. Mota (2016), revelou que a *Vetiveria zizanioides* apresenta potencial para estratégias que usam a biomassa radicular como agente principal de absorção e foi a espécie, de entre as várias espécies estudadas, que apresentou as maiores concentrações de Chumbo (Pb). Enquanto, no estudo realizado por Liao, et al. (2003), sobre a capacidade de tratamento de água residual proveniente de suinicultura (utilizando *Vetiveria zizanioides* e a *Cyperus alternifolius*), provou que a *Vetiveria zizanioides* possui eficiência para o tratamento de

parâmetros como a carência química de oxigênio (CQO), carência bioquímica de oxigênio (CBO), azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) e fósforo total.

Ucker et al., (2012) reporta que a remoção de azoto e de fósforo de água residual através de leitos constituídos com *Vetiveria zizanioides* em zonas húmidas, apresentou uma remoção de nutrientes na ordem dos 90,5% para fósforo total e 93,9% para o azoto amoniacal.

Roongtanakiat, et al. (2007) reportam que para águas residuais industriais as maiores eficiências de remoção de Mn, Fe, Zn e Pb foram na ordem dos 33,72%; 27,63%; 52,73% e 8,94%.

As características fisiológicas e morfológicas evidenciadas da *Vetiveria zizanioides* tornam-na adequada para utilização na fitorremediação e/ou eco-reabilitação, devido à sua elevada tolerância e adaptabilidade às condições adversas e uma boa opção para utilização em jangadas flutuantes, porque tem um ciclo de vida em que não morre durante o ano.

A *Phragmites australis* (Figura 10) cresce nas margens dos cursos de água e valas, desde o Minho ao Alentejo, em Portugal. Têm colmo ereto, podendo atingir até 6 metros de altura, são anuais, com rizomas perenes, estendendo-se até à profundidade de 0,6 m, extensos e rastejantes, muitas vezes com rebentos (Köbbing, et al., 2013). Esta espécie multiplica-se vegetativamente com facilidade, por gomos adventícios, efetuando um recobrimento do solo num ano se forem plantadas com um espaçamento de 0,6 m. Apresenta folhas lanceoladas com 15 a 60 cm de comprimento e 1 a 6 cm de largura, sem pelos, verdes, panícula amarela acastanhada ou arroxeadada com 15 a 40 cm de comprimento, densamente florida (Avers, 2001). De acordo com Seco, (2008) cresce melhor em solos argilosos firmes onde o nível da água flutua entre os 15 cm abaixo e os 15 cm acima da superfície do solo, é tolerante a salinidade moderada (até 16%) e a pH entre 2 e 8. As temperaturas ótimas de sobrevivência situam-se entre os valores de 6,6°C e 26,6°C. É a variedade mais utilizada na Europa, devido à sua velocidade de crescimento, ao seu desenvolvimento radicular à sua resistência às condições de saturação do solo e por ser bastante eficaz na transferência de oxigênio, uma vez que os seus rizomas penetram verticalmente (Seco, 2008). Segundo este autor, apresentam ainda, a vantagem de ter um baixo valor alimentício e consequentemente não são atacadas por animais, como acontece com outros tipos de plantas. A ação destas plantas no meio hídrico pelos microrganismos heterotróficos, que se desenvolvem no “nicho” formado pelos caules e pelo raizame. Os riscos associados ao seu desenvolvimento explosivo ocorrem porque esta planta é altamente competitiva. Pode ser considerada desvantajosa porque poderá provocar uma redução na biodiversidade e bloquear os cursos de água (D.C.R., 2002).

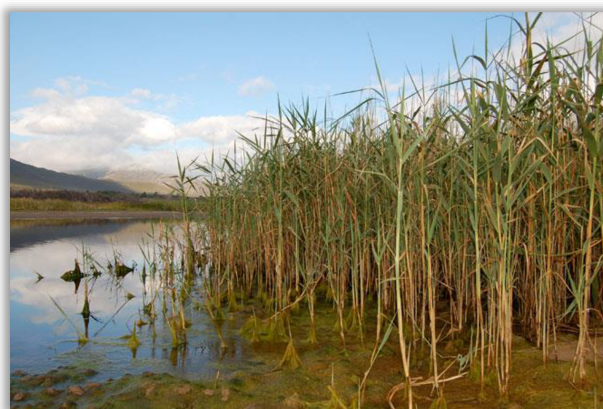


Figura 10 - *Phragmites australis* (fonte: HERBIS, 2006).

A *Phragmites australis* foi considerada por Southichak, et al., (2006) um novo bio absorvente para a remoção de cobre (Cu), cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) a partir de uma solução aquosa. Tendo obtido maior adsorção dos metais na seguinte sequência: Cu> Ni> Cd> Zn> Pb. A capacidade de adsorção dos metais foi cerca de 90%, porém em tratamento de águas residuais (fluxo horizontal), Vymazal (2015) reporta remoções na biomassa folicular até 59% para o zinco, 55% para o cádmio e 38% para o crómio, enquanto que para a biomassa radicular obteve valores de 49% para o zinco, 71% para o cádmio e 55% para o crómio. Guo et al., (2014) reportou que esta espécie remove “Pesticidas organoclorados”.

## 2.4 Enquadramento legal

A Diretiva n.º 2000/60/CE de 23 de Outubro (Diretiva Quadro da Água (DQA)) entrou em vigor em Dezembro de 2000 e estabelece um quadro de ação comunitário para o desenvolvimento de políticas integradas de proteção e melhoria do estado das massas de água. Esta diretiva foi transposta para o direito nacional através do Decreto-Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro, (Lei da Água), alterada e republicada pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho e que por sua vez foi aprovada pelo Decreto-Lei n.º 76/2016, de 9 de novembro. Esta legislação pretende ser um plano abrangente mas pragmático, enquadrador das políticas de gestão de recursos hídricos nacionais, dotado de visão estratégica de gestão dos recursos hídricos e assente numa lógica de proteção do recurso e de sustentabilidade do desenvolvimento socioeconómico nacional.

Os objetivos ambientais da DQA em águas superficiais consistem em: evitar a deterioração do estado das massas de água; proteger, melhorar e recuperar todas as massas de água com o objetivo de alcançar o bom estado das águas – o bom estado químico e o bom estado ecológico; proteger e melhorar todas as massas de água fortemente modificadas e artificiais com o objetivo de alcançar o bom potencial ecológico e o bom estado químico; reduzir gradualmente a poluição



provocada por substâncias prioritárias e eliminar as emissões, as descargas e as perdas de substâncias perigosas prioritárias.

O Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos, transpondo várias diretivas do conselho, entre as quais: Diretiva 76/464/CEE e 80/68/CEE, referentes à poluição proveniente de determinadas substâncias perigosas lançadas no meio aquático, inclusivamente no sentido de reduzir ou eliminar a poluição causada pela vazão de águas residuais no meio aquático; Diretiva 78/659/CEE, referente à qualidade das águas doces que têm a necessidade de ser protegidas ou melhoradas para permitir a existência de ictiofauna; Diretiva 76/160/CEE, referente à qualidade das águas balneares; Diretiva 80/778/CEE, respeitante à qualidade das águas destinadas ao consumo humano.

### 3 Materiais e métodos

Para atingir os objetivos propostos foi necessário construir a instalação piloto, a qual é composta por quatro (3) depósitos de PVC com uma capacidade nominal de  $1\text{ m}^3$ ; 3 bombas de água para a recirculação e 3 paletes de madeira. A construção da instalação piloto é descrita no ponto 4.1.

No sentido de proteger a instalação piloto contra a entrada da água pluvial foi construída uma estufa, utilizando-se para a sua construção: nove (9) varões de ferro de 6 metros de comprimento, com 12 milímetros de diâmetro e uma manga plástica de 8 metros de comprimento e 5 metros de largura.

Foi necessário o transporte de 250 L de água da Ribeira de Água Forte, de forma a preencher os depósitos até  $0.5\text{ m}^3$ , perfazendo um total de  $1.5\text{ m}^3$ .

Para a construção dos leitos flutuantes (Figura 11) foi necessária a recolha de 180 garrafas PET (uma vez que se optou pela construção dos leitos com materiais recicláveis), cola-quente de silicone, fio de nylon e esponja em formato de argola (suporte das plantas) e a aquisição de 150 pés de *Vetiveria zizanioides* e 150 pés de *Phragmites australis*.



Figura 11 - Construção das jangadas flutuantes.

A avaliação da qualidade da água da Ribeira de Água Forte e a monitorização da qualidade da água na instalação piloto foi realizada de acordo com os métodos padronizados para a qualidade de águas (APHA, 2013) e permitiu avaliar a eficiência de remoção de contaminantes potencialmente presentes na Ribeira de Água Forte. Os materiais e reagentes necessários para a caracterização da água foram disponibilizados pelo Laboratório de Águas do Instituto Politécnico de Beja – Escola Superior Agrária.

### 3.1 Colheita da amostra de água na Ribeira de Água Forte

A recolha da água para a instalação à escala piloto foi efetuada na Ribeira de Água Forte (Figura 12). Esta ribeira, tem um comprimento de aproximadamente 11.7 km e atravessa a área mineira de Aljustrel de sul para norte.

A atividade mineira da região tem como objetivo a extração e valorização de pirites, sulfatos e outros minerais (Almina, 2011).

A Ribeira de Água Forte localiza-se no concelho de Aljustrel, distrito de Beja, região do Baixo-Alentejo. Encontra-se inserida na Bacia Hidrográfica do Sado, mais concretamente na Bacia da Ribeira do Roxo.

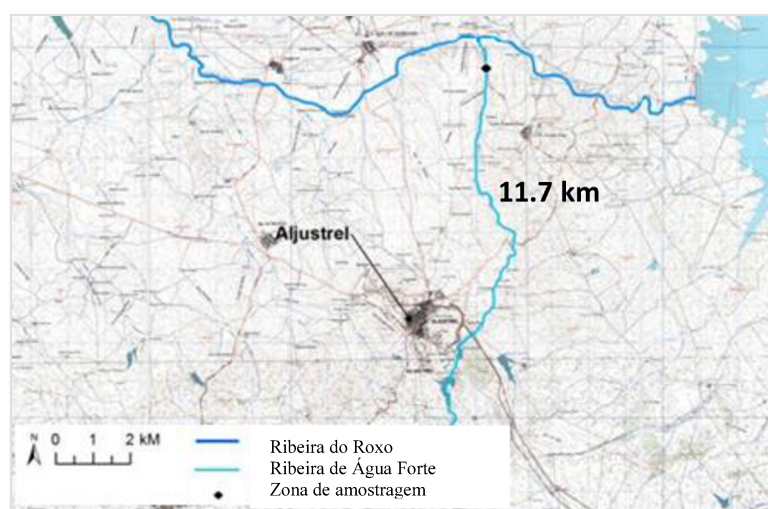


Figura 12 - Localização da Ribeira de Água Forte e da zona de amostragem (adaptado de: Guimarães, 2012).

A Ribeira de Água Forte é um tributário da Ribeira do Roxo, com influência na qualidade da água do perímetro de rega do Roxo (Figura 13).

Os rios do sul de Portugal são temporários, por isso têm elevada variabilidade espacial durante os períodos húmidos e secos, consequentemente os poluentes afluentes ao rio/ribeira estão diretamente relacionados com o comportamento hidrológico da área em questão (bacia drenante).

O clima da região é considerado mediterrâneo, caracterizado por verões quentes e secos e invernos húmidos.

A recolha do volume de amostra de água necessária para a instalação piloto (Figura 14), foi realizado à montante da ligação da Ribeira do Roxo, como referido anteriormente na ribeira de Água Forte (37.9366662 e -8.144406 - Sistema de Coordenadas Geodésicas), no final de outubro de 2016, de forma a obter características de qualidade da água que refletem as consequências de escoamento superficial do período húmido. Pois, de acordo com Oliveira (2011) a dissolução de

minerais promove a mobilização de sulfato e metais, desencadeando picos de contaminação, principalmente após as primeiras chuvas de outono).

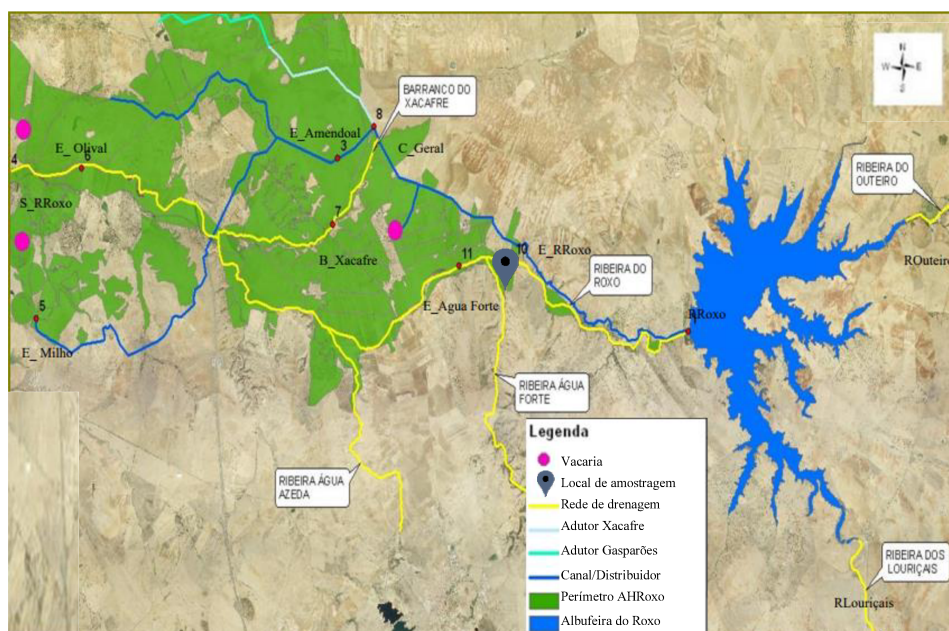


Figura 13 - Perímetro de rega do Roxo (adaptado de: Durão et al., 2017).



Figura 14 - Realização da recolha da água na a) Ribeira de Água Forte e b) depósitos utilizados.

## 3.2 Monitorização da instalação à escala piloto

### 3.2.1 Caracterização da qualidade da água da Ribeira de Água Forte

A caracterização físico-química da qualidade da água da Ribeira de Água Forte foi realizada de acordo com os métodos padronizados para a qualidade de águas (APHA, 2013), para os seguintes parâmetros: pH; temperatura (T); potencial redox (Eh); condutividade elétrica (CE) por método de condutimetria; alcalinidade ( $\text{HCO}_3^-$ ) pelo método volumétrico; oxigénio dissolvido (OD); carência química de oxigénio (CQO); fósforo total (P); fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ); azoto kjeldahl ( $\text{N}_{\text{kj}}$ ), azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ), azoto total (N), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) pelo método turbimétrico; sólidos suspensos totais (SST); fluoretos ( $\text{F}^-$ ), cloretos ( $\text{Cl}^-$ ), sódio ( $\text{Na}^+$ ), potássio ( $\text{K}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), por cromatografia iónica; zinco (Zn), ferro (Fe), cobre (Cu), níquel (Ni), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e arsénio (As) por absorção atómica. Como não foi

possível analisar todos os restantes parâmetros imediatamente após a chegada da amostra ao laboratório, a amostra foi conservada de acordo com (APHA, 2013). Os resultados obtidos foram comparados com os valores estipulados no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, referente à qualidade da água destinadas à rega, e com os valores de referência do estado ecológico (Instituto da Água, I.P., 2009). A comparação da caracterização físico-química da água da Ribeira de Água Forte com os valores legislados para a qualidade de água de rega deveu-se ao facto desta ribeira ser um tributário da Ribeira do Roxo que pertence ao perímetro de rega do Roxo.

### **3.2.2 Monitorização da qualidade da água da instalação à escala piloto**

A monitorização da instalação piloto foi realizada semanalmente para os parâmetros: pH,  $T_{ar}$  e  $T_{água}$ , CE, e OD, porém os resultados serão apresentados mensalmente.

Mensalmente avaliaram-se os parâmetros:  $NH_4^+-N$ ;  $SO_4^{2-}$ ;  $Na^+$ ;  $K^+$ ;  $Ca^{2+}$ ;  $Mg^{2+}$ ; Zn; Fe; Cu. As análises laboratoriais foram realizadas de acordo com os métodos padronizados para a qualidade de águas (APHA, 2013).

É de salientar que não foram efetuados registos de pluviosidade porque a instalação piloto, durante o período húmido, encontrava-se coberta por uma estufa construída no local, com o objetivo de evitar a entrada de água pluvial.

### **3.2.3 Estabilização da *Vetiveria zizanioides* e da *Phragmites australis***

A utilização de seres vivos em projetos de investigação pode acarretar dificuldades e demora na obtenção de resultados. A eficiência de descontaminação com recurso à utilização de macrófitas aumenta com a maturidade da planta e, claro, isso depende das condições ideais para o seu desenvolvimento.

A aquisição da *Vetiveria zizanioides* para este trabalho foi realizada através da encomenda de uma empresa espanhola, na quantidade de cerca de 150 pés. As macrófitas chegaram, no verão, pequenas, apresentando um tom amarelado. De forma a melhorar o aspeto desta espécie colocou-se uma solução nutritiva diluída em vários alguidares, para que as raízes ficassem completamente submersas (Figura 15).





Figura 15 - Aclimatização da *Vetiveria zizanioides* em alguidares com a solução nutritiva.

As plantas são sensíveis à solução nutritiva concentrada, assim, foi necessário o uso da solução diluída em água da torneira para evitar danos fisiológicos. Na Tabela 3 apresentam-se as proporções das diferentes soluções que compõem a solução nutritiva (Hunter, et al., 2001).

Tabela 3 – Solução nutritiva utilizada para a aclimatização das macrófitas

Soluções stock	mL/1000 mL
Cloreto de cálcio ( $\text{CaCl}_2$ )	28
Sulfato de magnésio ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )	52
Fosfato monopotássico ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )	17.40
Sulfato de potássio ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ )	11
Cloreto de cobre ( $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )	0.03
Cloreto de magnésio ( $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ )	0.18
Cloreto de zinco ( $\text{ZnCl}_2$ )	0.08
Sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )	1.7

O controlo das condições ideais de crescimento das plantas foi efetuado, com base nos parâmetros: oxigénio dissolvido (OD), pH, potencial redox (Eh) e temperatura (T). Estas análises foram efetuadas de acordo com os métodos padronizados para a qualidade de águas (APHA, 2013).

Durante o período de controlo de crescimento das plantas (2 meses), o OD foi analisado três vezes, e os restantes parâmetros foram analisados diariamente, de forma a garantir as condições ideais para o crescimento saudável das plantas.

Para o crescimento saudável das plantas, considerou-se os seguintes valores:  $\text{OD} > 8 \text{ mg/L O}_2$ ;  $\text{Eh} > 100 \text{ mV}$  e  $\text{pH} = 7$  (Almeida, 2012). Apesar disso, as primeiras plantas encomendadas acabaram por não resistir às elevadas temperaturas que se fizeram sentir. Assim, foi necessária a encomenda de mais 150 pés de *Vetiveria zizanioides* (outro fornecedor) e após o verão, procedeu-se de igual modo e realizou-se a devida monitorização.

Quando as plantas evidenciaram maturidade mínima, foram colocadas na respetiva jangada flutuante e colocadas na instalação piloto (tanque preenchido com 0.5m<sup>3</sup> de água da Ribeira de Água Forte (Figura 16).

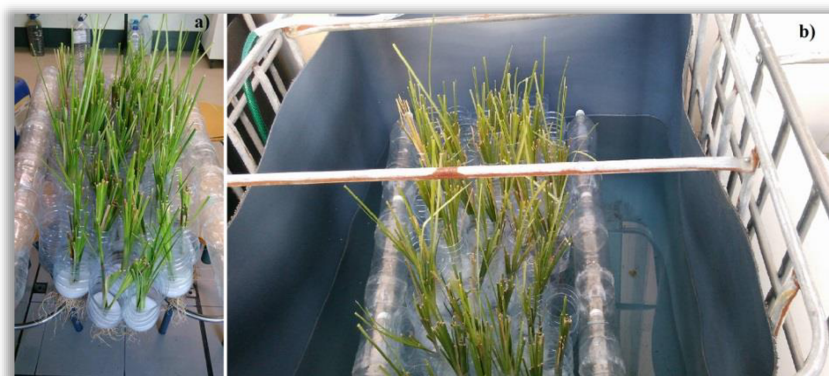


Figura 16 - Colocação das plantas nas jangadas a) e instalação do leito na instalação piloto b).

De forma a compreender o comportamento e avaliar a eficiência da macrófita *Vetiveria zizanioides*, na instalação piloto, mediu-se o comprimento da biomassa vegetal logo após a sua receção, como se observa na Figura 17, e semanalmente realizaram-se medições ao crescimento da biomassa folicular e radicular da macrófita.



Figura 17 - Medição da *Vetiveria zizanioides*.

Para a determinação do teor de humidade, de azoto kjeldahl (Nkj), do fósforo (P) e dos conteúdos dos pigmentos fotossintéticos, recolheram-se amostras aleatórias da biomassa vegetal (Figura 18) no início, meio e fim do período de monitorização da instalação piloto.

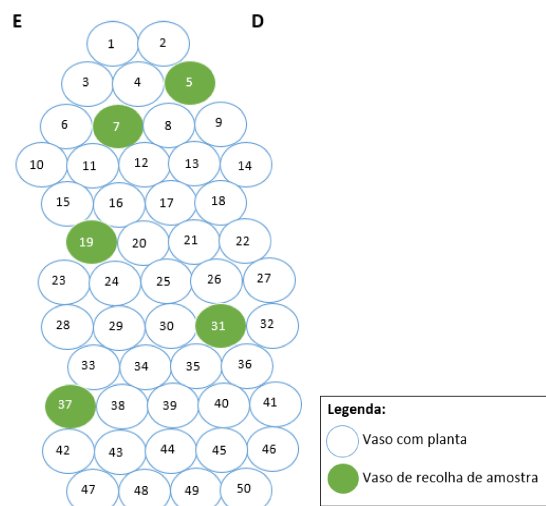


Figura 18 - Esquema do método de amostragem do leito flutuante.

A *Phragmites australis* (150 pés) foi recolhida na ETAR de Beja e cedida generosamente pela Empresa Municipal de Águas e Saneamento (Beja). Foi transportada até à instalação piloto, localizada no Instituto Politécnico de Beja.

Uma vez que estas macrófitas estavam plantadas em substrato teve que sofrer várias lavagens e posteriormente foram colocada num bidão suplente com água da torneira e solução nutritiva, de forma a promover o brotar das folhas e raízes, uma vez que a maior parte delas aparentavam sinais de podridão (Figura 19). Ainda assim, as plantas não se desenvolveram, como seria de esperar, pelo que foi necessária a aquisição de mais 150 pés desta macrófita e a repetição de todo este processo, onde após a repetição do procedimento descrito anteriormente foram colocada na jangada flutuante.



Figura 19 - *Phragmites australis* em bidão composto por água da torneira e solução nutritiva.



### **3.2.4 Determinação do teor de humidade e pigmentos fotossintéticos**

Para a determinação do teor de humidade, procedeu-se à secagem da biomassa a 102°C, a qual permite a remoção da totalidade de água presente nas amostras, possibilitando a determinação do teor de matéria seca. Este último constitui um elemento de comparação dos resultados da maioria dos parâmetros analisados (Nkj e P). Seguidamente, analisou-se o Nkj e P de acordo com Campbell e Plank (1998) e Miller (1998).

A determinação dos pigmentos fotossintéticos (clorofila a ( $C_a$ ), clorofila b ( $C_b$ ), clorofila total ( $C_{a+b}$ ) e carotenóides totais ( $C_{x+c}$ )) teve como objetivo monitorizar o estado de saúde e crescimento das plantas e foram determinados de acordo com Lichtenthaler (1987).

### **3.3 Tratamento estatístico dos resultados analíticos**

A análise de dados estatísticos foi realizada utilizando o software Statistica 8.0. As diferenças na qualidade da água do controlo e do leito da *Vetiveria zizanioides* foram testadas utilizando a ANOVA, com um nível de significância de  $p < 0.05$ .

## 4 Resultados

### 4.1 Construção da instalação piloto

#### 4.1.1 Construção da jangada flutuante

A construção das jangadas flutuantes decorreu durante os meses de junho a agosto de 2016 e foi um processo demorado que implicou a recolha do material necessário (Figura 20) (descrita em 3.) e pesquisa de métodos construtivos.

A recolha das garrafas PET envolveu o programa Eco-Escolas ESTIG e Eco-Escolas ESA, e o restaurante “O Universitário”.



*Figura 20 - Recolha de garrafas PET (a); garrafas PET cortadas (b) e esponja para fixação das plantas (c).*

Cada jangada flutuante é constituída por filas de 5 garrafas PET na largura e por 10 filas de garrafas PET de comprimento, perfazendo uma área total de 0.62 m<sup>2</sup>. Assim, para a construção das três jangadas flutuantes, selecionaram-se 180 garrafas PET idênticas.

Para se garantir a flutuabilidade da jangada foi necessário congelar 18 garrafas PET durante 30 minutos, de forma a comprimir o ar existente e torná-las mais rígidas.

Simultaneamente, cortaram-se as extremidades de outras 12 garrafas, de forma a fazer a ligação com as garrafas congeladas.

A ligação das garrafas congeladas foi efetuada com recurso a cola-quente (silicone) para fixação com as garrafas PET cortadas. Esta estrutura tem a função de suporte da jangada flutuante construída, servindo como boia (Figura 21).

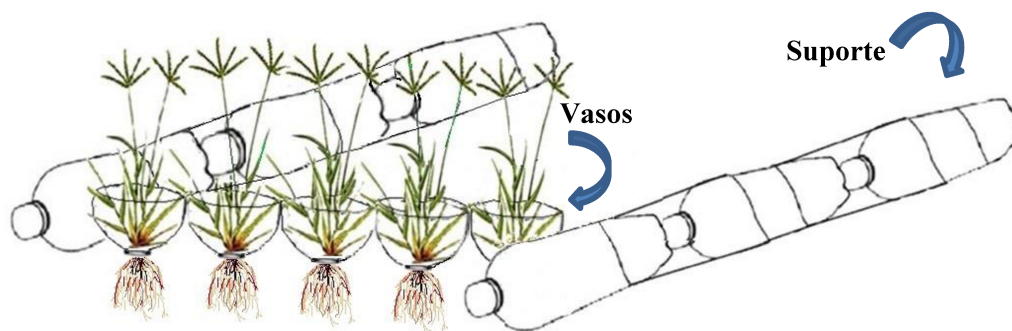


Figura 21 - Esquema do leito Flutuante (jangada flutuante e planta).

O preenchimento da jangada flutuante foi efetuado com as restantes garrafas PET cortadas numa das extremidades (constituindo assim o que adiante se designa como vasos) e ligadas por cola a quente. Esta última operação (ligação), só foi possível após a passagem de uma lixa para criar uma superfície com melhor aderência à cola quente. A ligação foi efetuada em grupos de 3 vasos. Para além da utilização de cola-quente em todos os pontos de união das garrafas “vasos” recorreu-se à utilização de fio de nylon. Depois dos vasos colados em grupos de 3 começou-se o trabalho de amarração.

A amarração foi efetuada com um fio de nylon suficientemente grande tendo-se procedido da seguinte forma: 1) fez-se um laço numa das extremidades do fio de nylon, como o representado na Figura 22; 2) deu-se três voltas ao conjunto de 3 vasos; 3) passou-se o fio pelo laço descrito anteriormente e direcionou-se o fio no sentido contrário, dando quase meia volta aos vasos; 4) passou-se o fio 5 vezes por baixo de todas as camadas descritas em 2); 5) apertou-se o fio com muita força na direção oposta de modo a ficar imobilizado.

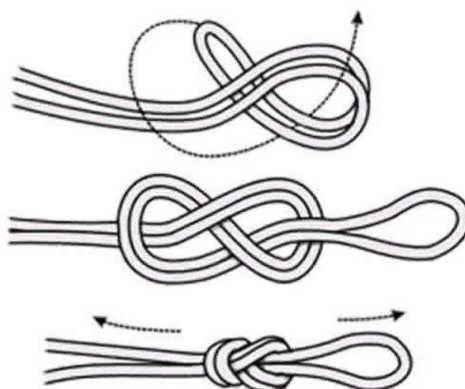


Figura 22 - Laço na extremidade do fio de pesca (fonte: pinterest.com).

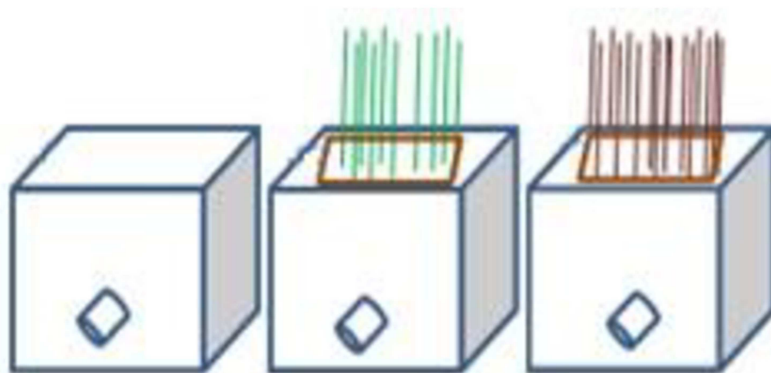
Este procedimento (técnica) utilizado teve como objetivo assegurar a durabilidade e resistência dos vasos e da jangada flutuante.

Finalmente, colocaram-se as esponjas e as plantas constituindo, assim, o leito flutuante (Figura 21). As esponjas consistem num material inerte e permite a fixação das plantas nos vasos.

Como referido anteriormente, os leitos flutuantes são constituídos pela jangada flutuante e macrófitas com uma ocupação de 150 plantas de cada espécie por m<sup>2</sup>.

#### 4.1.2 A instalação à escala piloto

A instalação piloto construída é constituída por três (3) depósitos de capacidade nominal de 1m<sup>3</sup> cada (Figura 23), nos quais em dois deles foram instalados leitos flutuantes (jangadas flutuantes com plantas). Assim na instalação piloto tem-se: (a) controlo - contém apenas água da Ribeira de Água Forte; (b) leito com *Vetiveria zizanioides*, que contém jangada flutuante com *Vetiveria zizanioides* e água da Ribeira de Água Forte; (c) leito flutuante com *Phragmites australis*, que contém jangada flutuante com *Phragmites australis* e água da Ribeira de Água Forte.



(1) Controlo (2) Leito da *Vetiveria zizanioides* (3) leito da *Phragmites australis*

Figura 23 - Esquema geral da instalação piloto de leitos flutuantes.

Previamente foi necessário proceder à limpeza dos depósitos (Figura 24), de forma a minimizar possíveis interferências dos componentes existentes no mesmo. Com o auxílio de uma serra elétrica cortaram-se as superfícies dos depósitos.

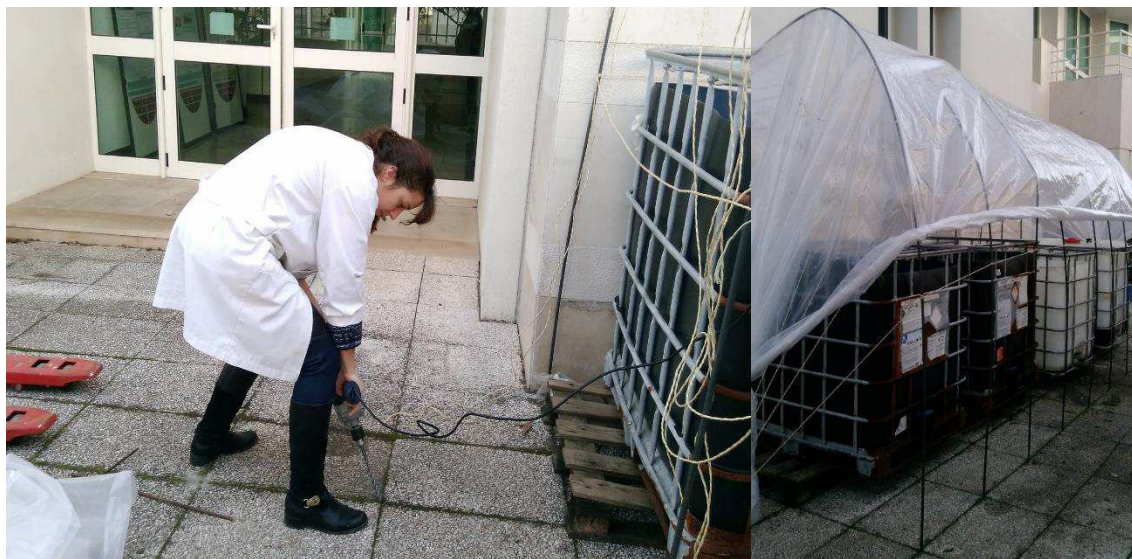


Figura 24 - Limpeza dos quatro depósitos.

Para simular a dinâmica do rio colocou-se em cada um dos depósitos uma bomba submersível, que permite a recirculação da água no seu interior.

#### **4.1.3 Construção da estufa**

A construção de uma estufa na instalação piloto (Figura 25) foi efetuada para não permitir a entrada da água pluvial, obtendo-se um melhor controlo do volume de água presente na instalação e evitando a sua diluição.



*Figura 25 – Construção da estufa.*

#### **4.2 Qualidade da água da Ribeira de Água Forte**

A Tabela 4 apresenta os resultados da caracterização da água da Ribeira de Água Forte, os valores máximos recomendáveis (VMR), valores máximos admissíveis (VMA) estipulados no Anexo XVI, referente à qualidade da água destinadas à rega (Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto) e os valores de referência do estado ecológico (Instituto da Água, I.P, 2009).

Tabela 4 - Comparação entre a qualidade da água da Ribeira de Água Forte, o DL 236/98, de 1 de agosto e o estado ecológico.

Parâmetro	Unidade	Resultados da Ribeira de Água Forte	Qualidade das águas destinadas à rega (Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto de 1998)		Estado Ecológico (Instituto da Água, I.P, 2009)
			VMR	VMA	
<b>pH</b>	-	3	6.5-8.4	4.5-9.0	6-9
<b>T</b>	°C	18	-	-	-
<b>Eh</b>	mV	544	-	-	-
<b>B</b>	mg/L	0.3	0.3	3.75	-
<b>CE</b>	µS/cm, 20°C	2820	-	-	-
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	-	26	-	-	-
<b>OD</b>	% saturação de O <sub>2</sub>	130	-	-	60-120
<b>CQO</b>	mg/L O <sub>2</sub>	2	-	-	-
<b>CBO</b>	mg/L O <sub>2</sub>	11	-	-	-
<b>Pt</b>	µg/L	9	-	-	≤13000
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	mg/L	0,0	-	-	-
<b>Nkj</b>	mg/L	13	-	-	-
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N</b>	mg/L	12	-	-	≤1
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	mg/L	<2.0	50	-	≤25
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	mg/L	<0.025	-	-	-
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	mg/L	505	575	-	-
<b>F</b>	mg/L	1.0	-	-	-
<b>Cl<sup>-</sup></b>	mg/L	262	70	-	-
<b>SST</b>	mg/L	9	-	-	-
<b>Na<sup>+</sup></b>	mg/L	444	-	-	-
<b>K<sup>+</sup></b>	mg/L	35.4	-	-	-
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	mg/L	260	-	-	-
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	mg/L	118	-	-	-
<b>Zn</b>	mg/L	7.4	2.0	10	-
<b>Fe</b>	mg/L	3.4	5.0	-	-
<b>Cu</b>	mg/L	1.2	0.2	5.0	-
<b>Ni</b>	mg/L	<0.1	0.5	2.0	-
<b>Cd</b>	mg/L	<0.025	0.01	0.05	-
<b>Pb</b>	mg/L	<0.5	5.0	20	-
<b>As</b>	mg/L	0	0.1	10	-
<b>SAR</b>	-	6	8	-	-

Os resultados da qualidade da água da Ribeira de Água Forte, relativamente aos parâmetros pH, Cl<sup>-</sup>, Cu e Zn, não cumprem os valores máximos recomendados (VMR) no Anexo XVI do Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto, pelo que evidenciam que esta água não se encontra apta para rega. Por outro lado, a Ribeira de Água Forte e pode ser classificada no estado ecológico mau (SNIRH, 2013), quando avaliada apenas para os parâmetros físico-químicos (Tabela 4). Tal era de esperar,

uma vez que esta ribeira é um efluente da Ribeira do Roxo e, de acordo com os Planos de Bacia está classificada como “Má” (Instituto da Água, I.P, 2009).

A água da Ribeira de Água Forte parece apresentar características típicas de uma DMA (Tabela 5), uma vez que contém concentrações elevadas de  $\text{SO}_4^{2-}$  (505 mg/L) (anião indicador relevante dado o seu caráter conservativo em meio aquático) (Teixeira, 2012)); baixo pH (pH=3) e elevada concentração de Zn (Zn=7.4 mg/L).

*Tabela 5 - Tabela comparativa entre valores típicos de uma água de DMA e os resultados da qualidade da água da Ribeira de Água Forte*

Parâmetro	(Santos, 2008)			(Macías, 1998)		Ribeira de Água Forte
	(a)	(b)	(c)	(d)	(e)	
<b>pH</b>	4.8	3.41	2.93	2.8-3.2	3.1-3.5	3
<b>Eh (mV)</b>	264	206.5	535.5	579-664	615-695	544
<b>CE (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>)</b>	1563	-	-	4070-4900	1670-2820	2820
<b><math>\text{SO}_4^{2-}</math> (mg/L)</b>	810	3394.95	889.35	500-7500	1082-2616	505
<b><math>\text{Cl}^-</math> (mg/L)</b>	65	-	-	22.0	-	262
<b>Fe (mg/L)</b>	79.8	677.6	48.2	324	-	3.4
<b>Cu (mg/L)</b>	-	-	-	1.66	-	1.2
<b>Zn (mg/L)</b>	0.061	-	-	29.6	-	7.4
<b>Ca (mg/L)</b>	185	261.25	8	321.0-440.0	178.1-298.0	260
<b>Mg (mg/L)</b>	93	136.65	8.65	155.0-249.2	71.4-108.3	118
<b>Na (mg/L)</b>	21.5	-	-	10.4-24.5	13.2-18.0	444
<b>K (mg/L)</b>	6.8	-	-	2.3-7.8	2.9-6.0	35.4

(a), (b) e (c) – Valores de três amostras de água de origem distinta;

(d) - água extremamente afetada pela oxidação dos sulfatos, escassamente neutra;

(e) - água moderadamente afetada pela oxidação da pirite, muito ácida.

## 4.3 Monitorização da instalação piloto

### 4.3.1 Oxigénio dissolvido

A Figura 26 apresenta a evolução do OD no controlo e no leito da *Vetiveria zizanioides*, durante 5 meses.



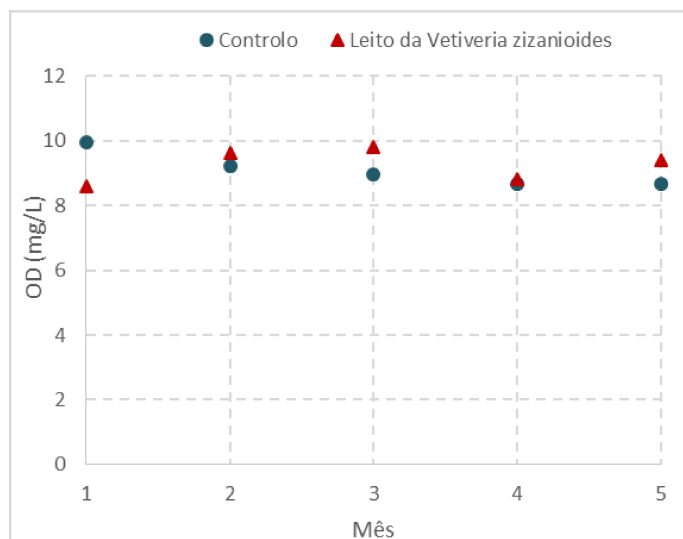


Figura 26 - Evolução do oxigênio dissolvido (OD) no: controlo e no leito da *Vetiveria zizanioides*, durante o período de monitorização (5 meses).

O OD no controlo apresentou um valor médio total de  $9.1 \pm 0.5$  mg/L e no leito da *Vetiveria zizanioides* um valor médio de  $9.3 \pm 0.5$  mg/L. Estes resultados, apesar de não serem muito diferentes, sugerem que a *Vetiveria zizanioides* transposta algum oxigénio para o meio através da biomassa folicular (Brix, 1994).

A manutenção de valores elevados de concentração de OD, tem a ver com o facto de terem sido colocadas bombas de água, de forma a manter a água em movimento e simultaneamente permite a indução de oxigénio no meio líquido, garantindo assim condições de aerobiose. Meios anaeróbios podem provocar o sufocamento da biomassa radicular das plantas, a inibição do seu crescimento e até a morte da biomassa vegetal.

#### 4.3.2 Potencial redox e pH

A Figura 27 apresenta a evolução dos valores médios mensais obtidos do Eh e do pH no controlo e no leito da *Vetiveria zizanioides*, durante 5 meses.



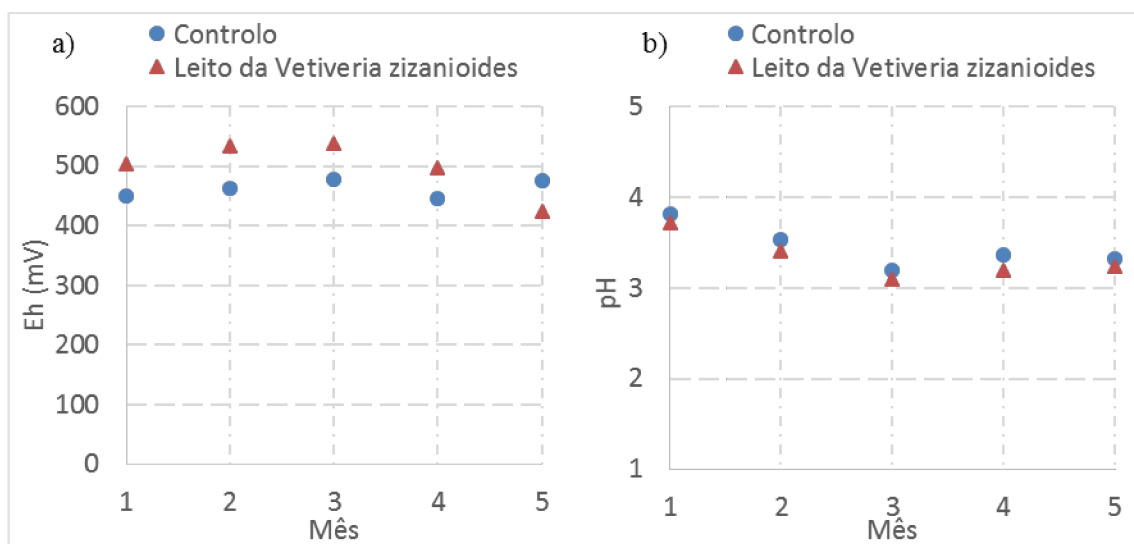


Figura 27 - Evolução do a) potencial redox (Eh) e b) pH no: controlo e no leito da *Vetiveria zizanioides*, durante o período de monitorização (5 meses).

Em soluções aquosas, o Eh é uma medida da tendência da solução de ganhar ou perder eletrões através das espécies químicas presentes em solução. O Eh (Figura 27 a) apresentou um valor médio de  $462 \pm 14.3$  mV no controlo e um valor médio de  $499 \pm 33.8$  mV no leito da *Vetiveria zizanioides*. Estes valores encontram-se dentro da gama ( $206 < Eh < 695$  mV) referida por Monterroso, et al. (1998) e Santos (2008) para águas de DMA. Estes valores descrevem o meio hídrico como aeróbio e revelam que no leito da *Vetiveria zizanioides* existe maior tendência para as espécies químicas adquirirem eletrões e serem reduzidas.

O pH é um dos fatores que controla a acumulação de metais, por um lado porque afeta os iões metálicos ligados ao  $H^+$  e ao  $OH^-$ , e por outro lado porque influencia o crescimento das plantas (Wang, et al., 2014). Os resultados da análise ao pH (Figura 27 b) revelaram um valor médio de  $3.4 \pm 0.3$  no controlo um valor médio de  $3.2 \pm 0.3$  no leito da *Vetiveria zizanioides*. Estes valores são característicos de águas ácidas ( $pH < 7$ ) e indicam que a água apresenta características ácidas. Em ambos os leitos. O pH ligeiramente diminuto no leito da *Vetiveria zizanioides* pode estar relacionado com os compostos de enxofre não analisados neste trabalho mas possivelmente presentes em solução, e que podem ter sofrido oxidação/redução através das condições da água proporcionadas pela biomassa radicular da *Vetiveria zizanioides* (condições aeróbias, anaeróbias e anóxicas) (Almeida, 2017b), e que promovem o decréscimo do pH (i.e. politionatos) (Wetzel, 1993). Apesar disso, a *Vetiveria zizanioides* provou ser tolerante a estas variações de pH, como mencionado no ponto 2.3.

### 4.3.3 Condutividade elétrica e azoto amoniacal

A Figura 28 ilustra os resultados da a) CE e b)  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  no controlo e no leito da *Vetiveria zizanioides*, durante o período de monitorização (5 meses).

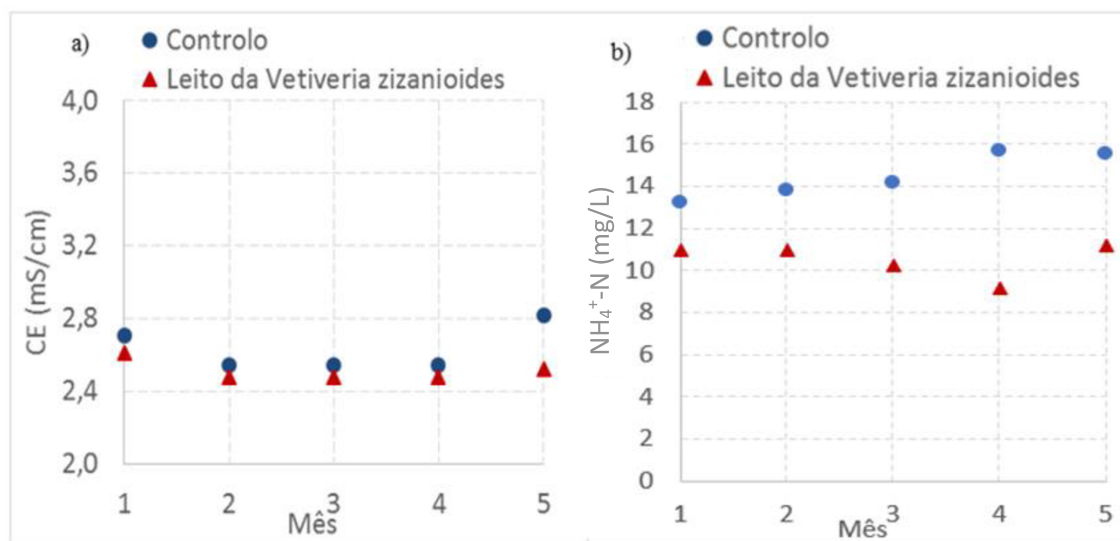


Figura 28 - Evolução da a) condutividade elétrica (CE) e b) azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) no: controlo e no leito da *Vetiveria zizanioides*, durante o período de monitorização (5 meses).

Durante o período de monitorização obteve-se, para a CE (Figura 28 a), um valor médio de  $2.6 \pm 0.1$  mS/cm no controlo e um valor médio de  $2.5 \pm 0.1$  mS/cm no leito da *Vetiveria zizanioides*, tal parece evidenciar a presença de iões (Silva, 2013) na água da instalação piloto.

Durante o período de monitorização (5 meses) observou-se no controlo que o  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (Figura 28 b) aumentou ligeiramente, tendo apresentado um valor médio de  $14 \pm 1.1$  mg/L. Tal situação poderá estar relacionado com a existência de Norgânico (parâmetro não avaliado) e a sua conversão a  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (Pardal, 2015). Contrariamente no leito da *Vetiveria zizanioides* o  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  decresceu ( $\text{NH}_4^+\text{-N}_{\text{médio}} = 10 \pm 0.8$  mg/L). Apresentando assim, uma eficiência de remoção de 28%. Tal poderá ter ocorrido devido à assimilação de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  pela planta, como comprovaram Sezerino (2000) e Toscano, et al. (2014).

#### 4.3.4 Magnésio, Potássio, Sódio e Cálcio

A Figura 29 e a Figura 30 demonstram os resultados relativos aos catiões ( $Mg^{2+}$  e  $K^+$ ) e ( $Na^+$  e  $Ca^{2+}$ ), respetivamente.

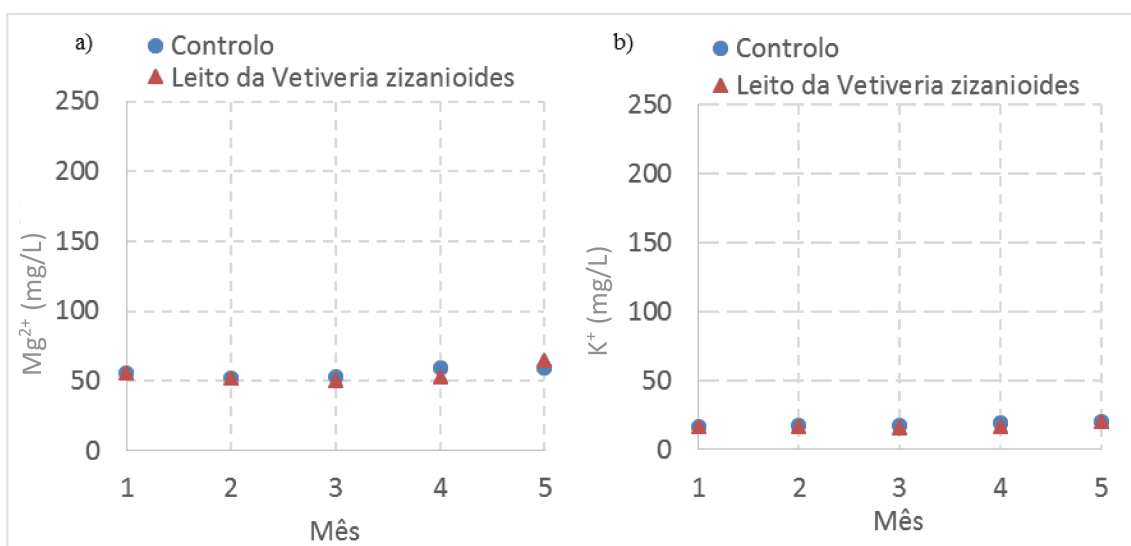


Figura 29 - Evolução do a) magnésio ( $Mg^{2+}$ ) e b) potássio ( $K^+$ ) no: controlo e no leito da *Vetiveria zizanioides*, durante o período de monitorização (5 meses).

Em termos médios o  $Mg^{2+}$  (Figura 29 a) aparentou não ter sofrido qualquer interferência do leito pois o valor médio no controlo foi de  $55 \pm 0.2$  mg/L e no leito da *Vetiveria zizanioides* foi de  $55 \pm 0.1$  mg/L.

A evolução do  $K^+$  (Figura 29 b) sugere que a *Vetiveria zizanioides* teve pequeno efeito (eficiência de remoção de 11%) na concentração deste catião, durante o período de monitorização, uma vez que se obteve valores médios de  $K^+ = 18 \pm 0.4$  mg/L no controlo e de  $K^+ = 16 \pm 0.3$  mg/L no leito da *Vetiveria zizanioides*. Estes resultados sugerem a assimilação do  $K^+$ , embora em pequena quantidade.

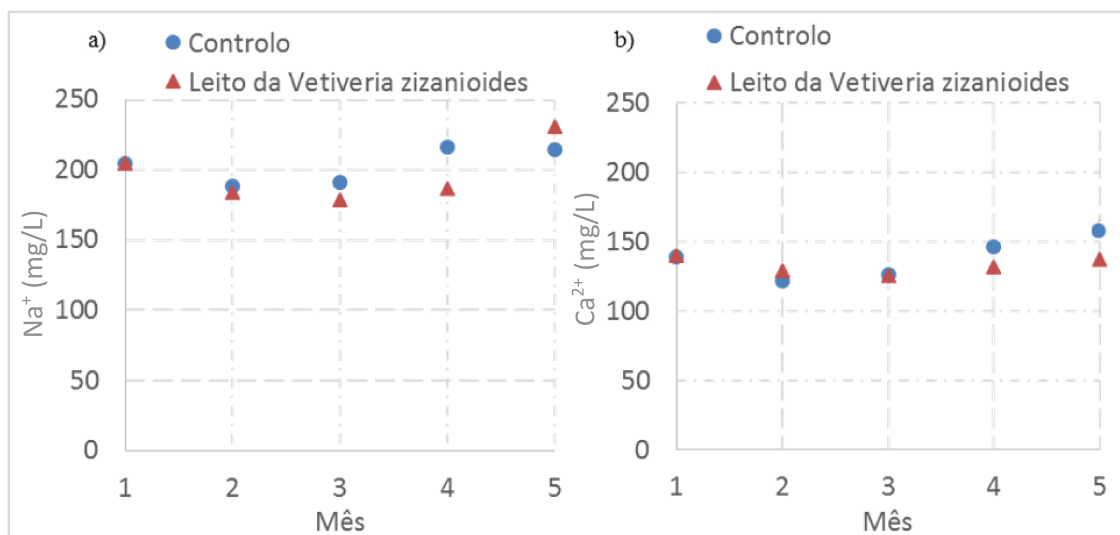


Figura 30 - Evolução do a) sódio ( $\text{Na}^+$ ) e do b) cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) no: controlo e no leite da *Vetiveria zizanioides*, durante o período de monitorização (5 meses).

Em termos médios o  $\text{Na}^+ = 201.2 \pm 7.9$  mg/L no controlo e o  $\text{Na}^+ = 164.7 \pm 0.8$  mg/L no leite da *Vetiveria zizanioides* sugere uma redução de 18% deste catião (Figura 30 a).

Relativamente ao  $\text{Ca}^{2+}$  (Figura 30 b) obteve-se valores médios de  $134 \pm 0.2$  mg/L no controlo e de  $123 \pm 0.2$  mg/L no leite da *Vetiveria zizanioides*, atingindo uma redução de 8%.

#### 4.3.5 Compostos de enxofre

A Figura 31 indica os resultados do a) sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), b) sulfito ( $\text{SO}_3^{2-}$ ) e c) tiossulfato ( $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ) no: controlo e no leite da *Vetiveria zizanioides*, durante o período monitorizado.

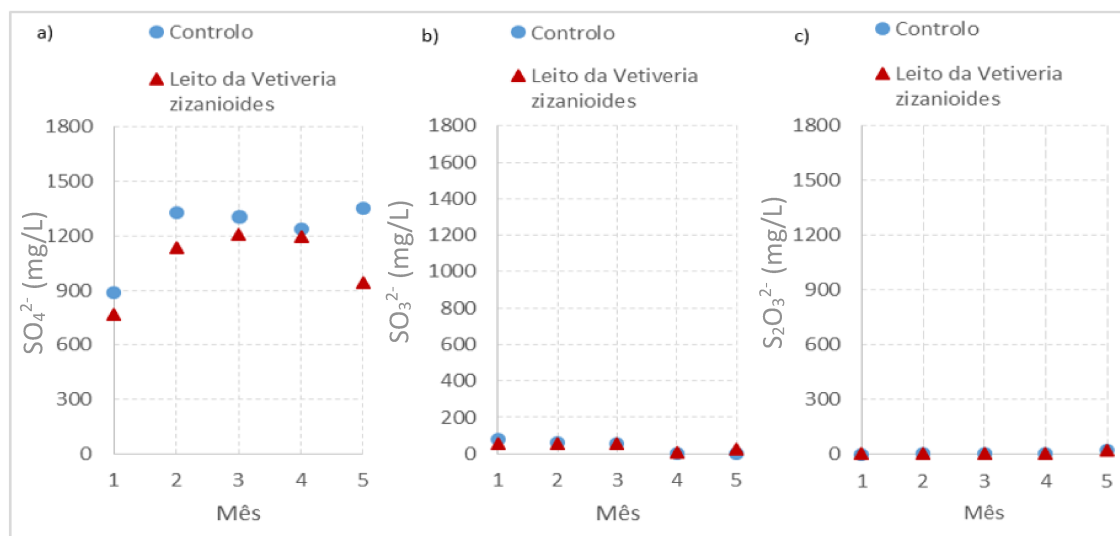
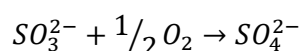


Figura 31 - Evolução do a) sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), do b) sulfito ( $\text{SO}_3^{2-}$ ) e do c) tiossulfato ( $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ) no: controlo e no leite da *Vetiveria zizanioides*, durante o período de monitorização (5 meses).

O aumento do  $SO_4^{2-}$  (Figura 31 a), quer no leito de controlo quer no leito da *Vetiveria zizanioides* pode ter ocorrido devido à complexidade do ciclo de enxofre. Este possui formas de enxofre que não foram analisadas na presente dissertação. Como os leitos apresentaram características aeróbias ( $OD=9.3$  mg/L) outros compostos de enxofre existentes na água podem ter sido oxidados a  $SO_4^{2-}$  conduzindo ao seu aumento (Wu, et al., 2013). Em termos médios observou-se uma redução de  $SO_4^{2-}$  de 8%, uma vez que no controlo a concentração média de  $SO_4^{2-}$  foi de  $405\pm62.8$  mg/L e no leito da *Vetiveria zizanioides* foi de  $350\pm63.8$  mg/L.

A diminuição do  $SO_4^{2-}$  pressupõe a existência de condições anaeróbias e/ou existência de matéria orgânica para o reduzir a  $SO_3^{2-}$ ,  $S_2O_4^{2-}$ ,  $SO_2^{2-}$  ou  $S^0$  (Wetzel, 1993). Esta diminuição pode ocorrer devido a: (1) assimilação de sulfato pela macrófita; (2) existência de condições anaeróbias e anóxicas na zona da biomassa radicular (Almeida, 2017b) e (3) existência de matéria orgânica. Esta última pode ter surgido como consequência da degradação da macrófita.

Em contrapartida, o  $SO_3^{2-}$  (Figura 31 b) no controlo diminuiu linearmente (38 %), obtendo-se valores médios no controlo de  $66.1\pm9.8$  mg/L e no leito da *Vetiveria zizanioides* valores de  $41\pm8.5$  mg/L. Esta diminuição pode ter ocorrido devido à oxidação do sulfito a sulfato, uma vez que o meio é aeróbio, tal pode ser comprovado pela reação (Masau, 1999):



Contrariamente, o  $S_2O_3^{2-}$  (Figura 31 c)) manteve a concentração constante ao longo do período de monitorização. Segundo Wetzel (1993) as bactérias redutoras de  $SO_4^{2-}$  necessitam de energia luminosa para oxidar o  $S_2O_3^{2-}$  a  $SO_4^{2-}$ , assim a sua estabilidade pode denunciar a insuficiência de energia luminosa para que fosse possível a realização dessa reação. Outro autor (Vongprom, et al., 2008), afirma que geralmente os tiosulfatos diminuem com o aumento da temperatura, em contrapartida Kuyucak (2014) afirma que a oxidação dos tiossais é extremamente lenta para valores de temperatura abaixo dos 20°.

Neste estudo os tiosulfatos provaram ser estáveis em condições de pH médio de  $3.2\pm0.25$  e temperatura entre 8.5 e 24°C.

Para perceber o comportamento dos compostos de S fez-se um balanço de massas e não se verificou variação significativa ( $p<0.1$ ), embora tenha ocorrido uma conversão nas diferentes formas de S.

### 4.3.6 Metais

Na Figura 32 encontram-se os valores da concentração de Zn, Fe e Cu no controlo e no leite da *Vetiveria zizanioides*.

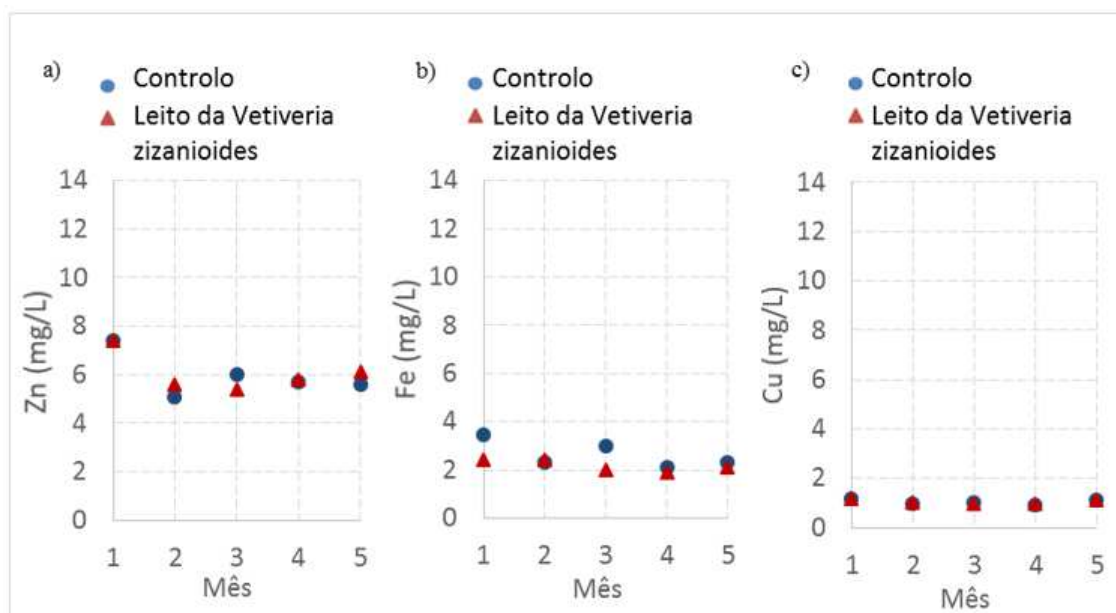


Figura 32 - Evolução do a) zinco (Zn), b) ferro (Fe) e do c) cobre (Cu) no: controlo e no leite da *Vetiveria zizanioides*, durante o período de monitorização (5 meses).

O comportamento da concentração do Zn (Figura 32 a) revelou que não houve variação significativa ( $p < 0.1$ ) entre o controlo ( $Zn_{\text{médio}} = 6.1 \pm 0.8$  mg/L) e o leite da *Vetiveria zizanioides* ( $Zn_{\text{médio}} = 6.1 \pm 0.8$  mg/L).

O Fe (Figura 32 b) apresentou um valor médio no controlo de  $2.5 \pm 0.3$  mg/L e no leite da *Vetiveria zizanioides* apresentou um valor médio de  $2.1 \pm 0.2$  mg/L, revelando uma eficiência de remoção de 12% num período de monitorização de 5 meses.

Observa-se um valor médio de Cu (Figura 32 c) no controlo de  $1.0 \pm 0.1$  mg/L e no leite a *Vetiveria zizanioides* de  $1.0 \pm 0.1$  mg/L. Estes resultados revelam que não houve variação significativa ( $p < 0.1$ ) entre o controlo e o leite da *Vetiveria zizanioides*.

Estes resultados podem estar relacionados com: 1) a fitorremediação é um processo lento; 2) os cinco meses de monitorização coincidiram com o inverno e a macrófita estava na sua fase latente, visto que a *Vetiveria zizanioides* desenvolve-se mais no verão, devido às elevadas temperaturas e às condições solares. Apesar de não ter reduções significativas de Zn e Cu, a aparência da macrófita não indicou sinais de toxicidade (clorose, supressão de crescimento, alteração da morfologia da raiz, diminuição da fotossíntese, desequilíbrio iónico nas células e alteração dos constituintes celulares como aminoácidos e açúcares (Britto e Kronzucker, 2002)).

É de salientar que a dissociação dos metais pode ser inversamente afetada pelos níveis de pH do meio, de modo que em ambientes com baixo pH ocorre um aumento da dissociação de metais, elevando as concentrações das formas iônicas no meio. A especiação química do cobre, por exemplo, é altamente dependente do pH e também da concentração de carbonato.

Roongtanakiat et al. (2007) obteve eficiência de remoção de Mn (33.7%), Fe (27.6%), Zn (52.7%), Pb (8.9%) e Cu (87.5%) resultante de um tratamento de águas residuais industriais com recurso a um sistema hidropónico com a *Vetiveria zizanioides*. Enquanto (Mota, 2016) observou que a biomassa radicular da *Vetiveria zizanioides* têm potencial de absorção de chumbo (Pb).

Contudo, neste estudo observou-se que o Fe foi o metal que obteve eficiência de remoção (12%).

#### **4.3.7 Evolução da temperatura do ar e da água**

As reações biológicas são dependentes da temperatura, como mencionado anteriormente, sendo expectável que o processo de degradação diminua nos meses mais frios e aumente nos meses mais quentes. Neste sentido, registou-se as temperaturas, de forma a avaliar a sua influência nos processos que ocorrem na instalação piloto. As medições revelam que a  $T_{ar}$  e a  $T_{água}$  oscilou entre  $8.5 < T_{ar} < 31^{\circ}C$  e  $8.5 < T_{água} < 24^{\circ}C$ , sendo as temperaturas mais baixas registadas nos meses mais frios. O valor médio registado da  $T_{ar}$  foi de  $20.8 \pm 1.0^{\circ}$  e o valor médio registado da  $T_{água}$  foi de  $16.1 \pm 1.0^{\circ}$ , no período de monitorização de 5 meses.

De acordo com Oberholster, et al. (2014), a estação do ano e em particular a temperatura é um fator essencial no crescimento das plantas, quando a temperatura é elevada, o crescimento e o metabolismo também é maior, conduzindo um aumento na acumulação de metais pela planta. Contrariamente durante o inverno, devido às temperaturas mais baixas e menor duração do dia, os processos metabólicos da planta e microrganismos são mais reduzidos.

### **4.4 Monitorização do comportamento da *Vetiveria zizanioides***

#### **4.4.1 Avaliação do teor de humidade**

A determinação do teor de humidade de um determinado material vegetal é definida como uma operação adotada de forma a eliminar a água presente superfície e no interior, e tem como objetivo cessar as alterações químicas dos tecidos vegetais e evitar possíveis degradações durante o seu armazenamento, mantendo as características físicas e químicas por mais tempo (Marcante et al., 2010).

A percentagem média de matéria seca para a biomassa folicular no branco (*Vetiveria zizanioides* com raízes imersas em água da torneira e solução nutritiva) foi de  $35.3 \pm 1.6 \%$ , enquanto a parte

radicular no branco foi de  $28.8 \pm 0.0$  %. Quanto à *Vetiveria zizanioides* em leito a percentagem média da biomassa folicular foi de  $32.5 \pm 1.0$  % e a radicular de  $33.0 \pm 0.1$  %.

Respeitante à percentagem de matéria húmida do branco, a biomassa folicular teve valores médios de  $64.7 \pm 11.6$  % e a radicular de  $71.2 \pm 0.0$  %. No leito da *Vetiveria zizanioides* obteve-se valores médios de teor de humidade de  $69.7 \pm 4.6$  % para a biomassa folicular e  $68.2 \pm 0.4$  % para a parte radicular.

#### 4.4.2 Teor em azoto nas plantas

As plantas necessitam de azoto durante todo o seu ciclo de vida. A concentração do azoto nas plantas depende do tipo de planta, da forma química em que o azoto se encontra no meio, das condições operatórias, entre outros. O azoto pode encontrar-se nas folhas, grãos, tecidos, raízes das plantas e faz parte da constituição química dos aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos (DNA e RNA), clorofila, etc. Devido à sua localização nas células, algumas destas moléculas podem desempenhar funções importantes, como catalisador biológico, atividade fotossintética, transcrição da informação genética e função estrutural (Almeida, 2012).

A deficiência do teor de azoto inibe o crescimento das plantas e, se tal persistir, podem-se tornar amarelas (especialmente as folhas mais velhas, próximas da base) e pode ocorrer a desintegração dos cloroplastos e perda de clorofila. Em contrapartida, quando o azoto se encontra em excesso ocorrem desenvolvimentos vegetativos luxuriantes que se traduzem por desequilíbrios nutritivos, devido à facilidade com que as plantas absorvem azoto para além das suas necessidades metabólicas, com consequências negativas na produção final (Britto e Kronzucker, 2002).

O teor de azoto nas plantas avaliado em Nkj (Norgânico e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) resultou num valor médio da biomassa folicular do branco de  $1.09 \pm 0.1$  mg/g matéria seca e  $0.92 \pm 0.0$  mg/g matéria seca da biomassa radicular. No leito da *Vetiveria zizanioides* obtiveram-se, para a biomassa folicular e radicular, valores de  $0.98 \pm 0.1$  mg/g matéria seca e  $1.9 \pm 0.0$  mg/g matéria seca, respetivamente.

Verificou-se uma diminuição do Nkj de cerca de  $0.11$  mg/g matéria seca na biomassa folicular e um aumento de cerca de  $1.01$  mg/g matéria seca na parte radicular da *Vetiveria zizanioides*, num período de monitorização de 5 meses.

As macrófitas requerem nutrientes para o seu crescimento e reprodução (Dâmaso, 2008). Apesar da água da Ribeira de Água Forte não conter concentrações significativas de nitrato, uma das formas de azoto preferidas das plantas, o azoto amoniacal existente revelou-se suficiente para a assimilação de azoto pela macrófita, uma vez que esta até se desenvolveu.



#### 4.4.3 Teor de fósforo nas plantas

O P é um constituinte fundamental para os processos metabólicos dos seres vivos. A sua remoção através das macrófitas ocorre por absorção e assimilação.

O valor médio de P obtido no branco para a biomassa folicular foi de  $1.22 \pm 0.2$  mg/g matéria seca e para a parte radicular foi de  $0.0 \pm 0.05$  mg/g matéria seca.

Os resultados da análise do P nos tecidos da *Vetiveria zizanioides* em leito revelam maior concentração de P na biomassa folicular do que na parte radicular, uma vez que se obteve valores médios na biomassa folicular de  $0.28 \pm 0.01$  mg/g matéria seca e na parte radicular de  $0.00 \pm 0.01$  mg/g matéria seca.

O decréscimo do teor de P nos tecidos da macrófita (biomassa folicular), eram esperados, uma vez que na caracterização da qualidade da água da Ribeira de Água Forte constatou-se uma baixa concentração de P ( $9 \mu\text{g P/L}$ ), como se pode verificar no ponto 5.2.

#### 4.4.4 Conteúdo dos pigmentos fotossintéticos

A clorofila é fundamental para o funcionamento das plantas sendo que alterações no seu teor fornecem informações sobre todos os aspetos da fotossíntese e a resposta das plantas aos fatores ambientais, tais como stress ou disponibilidade de nutrientes. A clorofila é um indicador da fase de desenvolvimento, da saúde e do potencial crescimento da planta (Alexandre, 2016).

Assim, avaliaram-se os teores da  $C_a$ ,  $C_b$ ,  $C_a+C_b$  e  $C_x+C_c$  (Figura 33).

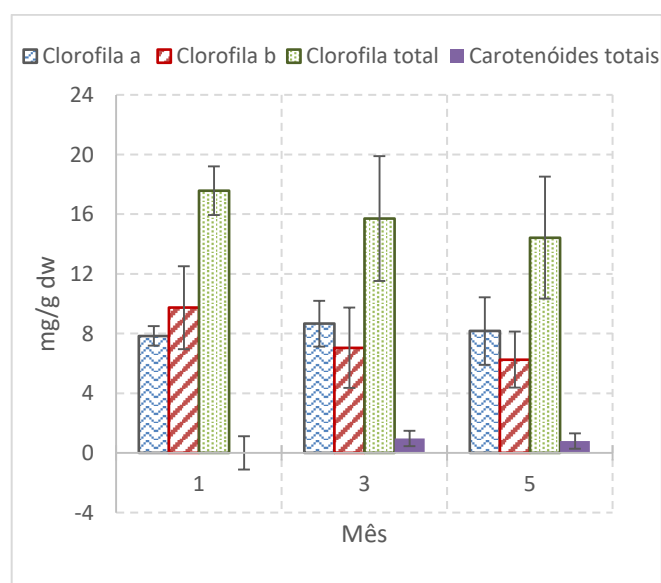


Figura 33 - Conteúdo de pigmentos fotossintéticos: clorofila a ( $C_a$ ), clorofila b ( $C_b$ ), clorofila total ( $C_a+C_b$ ) e carotenóides ( $C_x+C_c$ ) totais nas folhas da *Vetiveria zizanioides* no primeiro, terceiro e quinto mês de monitorização.

A  $C_a$  é considerada a característica mais exata da atividade fotossintética e aparentemente é mais sensível ao stress oxidativo do que a  $C_b$  (Alexandre, 2016). Constatou-se (Figura 33) que a concentração de  $C_a$  aumentou ao longo do tempo de permanência na instalação piloto, sugerindo então que não houve diminuição das atividades fotossintéticas.

A  $C_b$  tendeu a diminuir até ao quinto mês de monitorização, assim como a concentração de carotenoides totais. A diminuição da clorofila total, em termos médios, no decorrer do tempo de monitorização pode estar relacionada com a acumulação de metais (Manios et al., 2003) e no caso em estudo verificaram-se concentrações de metais na instalação piloto ( $Zn_{\text{médio}} = 6.1 \pm 0.8 \text{ mg/L}$ ;  $Fe_{\text{médio}} = 2.1 \pm 0.2 \text{ mg/L}$  e  $Cu_{\text{médio}} = 1.0 \pm 0.1 \text{ mg/L}$ ).

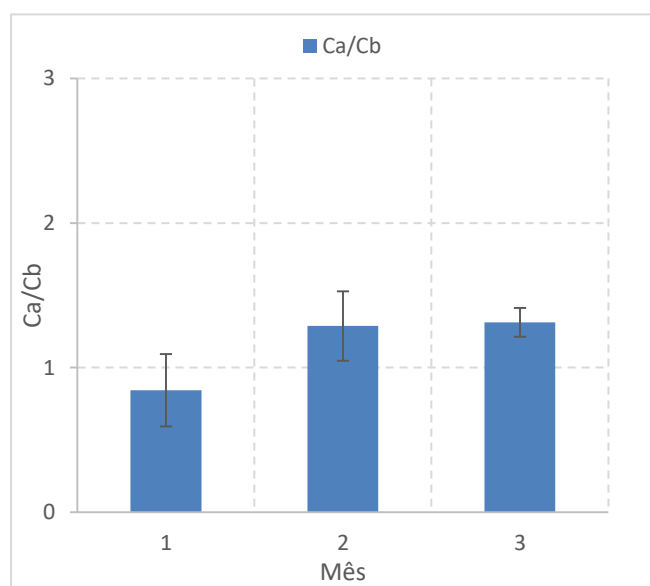


Figura 34 - Evolução da razão clorofila a/ clorofila b ( $C_a/C_b$ ) na *Vetiveria zizanioides*, no primeiro, terceiro e quinto mês de monitorização.

A razão  $C_a/C_b$  (Figura 34) é um indicador do funcionamento dos pigmentos e da adaptação à luz do aparelho fotossintético e em regra as plantas expostas ao sol exibem razões  $C_a/C_b$  compreendidas entre 3.2-4.0, enquanto as plantas à sombra apresentam valores menores da razão ( $2.5 < C_a/C_b < 2.9$ ) (Alexandre, 2016).

No caso em estudo, apesar da *Vetiveria zizanioides* se encontrar exposta ao sol, constatou-se, (Figura 34), valores da razão  $0.8 < C_a/C_b < 1.3$ . Estes, são inferiores aos valores típicos propostos pela literatura para plantas colocadas à sombra. Tal poderá estar relacionado com a acumulação de metais pela planta, uma vez que Dhir, et al. (2008) reportam que a acumulação de elevados níveis de Cr e Zn em plantas induz o decréscimo das concentrações de  $C_a$  e  $C_b$ , sobretudo quando estas estão expostas ao Zn. Esta situação é verificada uma vez que a água da instalação piloto contem Zn ( $6.1 \pm 0.8 \text{ mg/L}$ ).

Segundo Alexandre (2016), a redução da razão  $C_a/C_b$  pode dever-se à rápida hidrólise da  $C_a$  comparada com a  $C_b$ , que ocorre quando as plantas estão sobre stress. No caso em estudo observou-se um aumento ao longo do tempo de monitorização concluindo-se que a macrófita não entrou em stress.

#### 4.4.5 Crescimento da *Vetiveria zizanioides*

Os resultados referentes à evolução do crescimento da *Vetiveria zizanioides* (biomassa folicular e radicular) encontram-se na Figura 35.

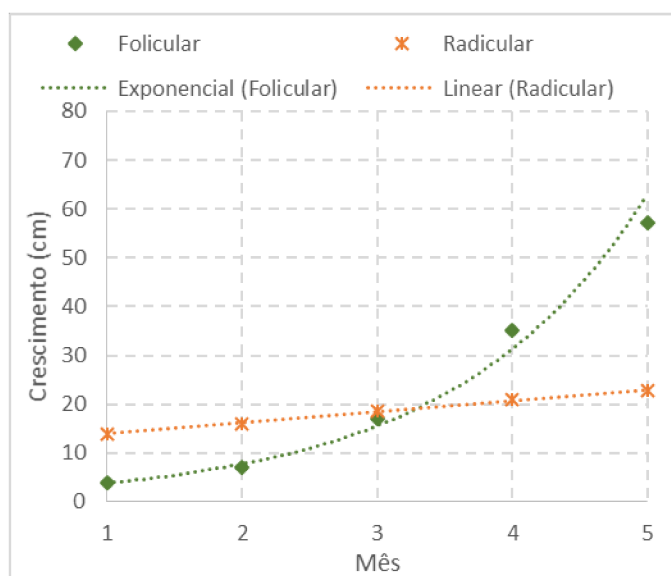


Figura 35 - Crescimento médio da biomassa folicular e radicular da *Vetiveria zizanioides*.

Os resultados revelam que a biomassa folicular da *Vetiveria zizanioides* (Figura 35), num período de 5 meses, teve um crescimento médio de  $4.0 \pm 5.51$  cm/semana, com tendência exponencial. Em contrapartida o crescimento da biomassa radicular foi de  $0.57 \pm 0.36$  cm/semana, com uma tendência linear, para o mesmo período de monitorização.

Após a análise aos resultados obtidos para os vários parâmetros monitorizados pode-se concluir que taxa de crescimento observada na *Vetiveria zizanioides*, poderá estar associada ao ciclo de vida de cada planta e às condições climáticas que estas foram sujeitas. Porém, parece que a sua adaptabilidade foi boa, na medida em que com as inspeções visuais efetuadas, estas plantas não apresentaram sinais de toxicidade, como sintomas de clorose, necrose, alterações anatómicas foliculares e morte. Os valores obtidos são valores típicos de DMA e a macrófita apresentou uma adaptabilidade razoável provando ser resistente às condições adversas, tendo em conta que o período de monitorização (inverno/primavera) não foi o período ótimo de análise.

#### 4.5 Monitorização do comportamento da *Phragmites australis*

Uma vez que a *Phragmites australis*, durante as primeiras 10 semanas, apresentou sinais de senescência, pelo que, não foi possível proceder à mesma quantidade de análises que a *Vetiveria zizanioides*. No entanto monitorizou-se o pH, o Eh e o crescimento semanal a partir do momento em que a jangada foi colocada na instalação piloto. É ainda de salientar que a água da Ribeira de Água Forte foi colocada posteriormente (abril). Uma vez que a *Phragmites australis* apresentou sinais de senescência. Esta situação não permitiu a comparação entre os resultados dos leitos da *Vetiveria zizanioides* e da *Phragmites australis*.

Assim, neste estudo apenas se reporta a evolução do crescimento da *Phragmites australis* durante um período de monitorização de 9 semanas, após o período de senescência (Figura 36).

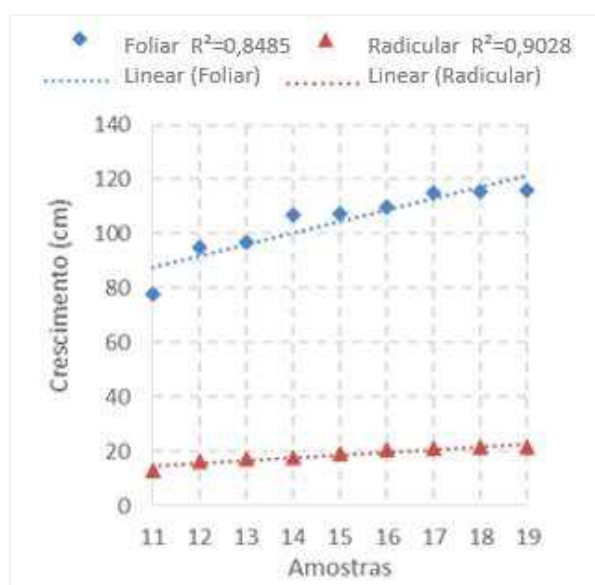


Figura 36 - Crescimento médio da biomassa foliar e radicular da *Phragmites australis*.

O crescimento médio semanal da *Phragmites australis* foi de  $4.8 \pm 5.8$  cm e  $1.1 \pm 1.1$  cm para a biomassa foliar e radicular, respetivamente (Figura 36). O crescimento desta macrófita revelou-se bastante positivo.

É de salientar que a colocação da jangada flutuante com a *Phragmites australis* na instalação piloto foi efetuada no final de outubro, no entanto constatou-se que a macrófita *Phragmites australis* entrou em fase latente, a qual durou até março. Como tal, não foi possível avaliar a eficiência, nem comparar as duas espécies de macrófitas, quanto à eficiência de descontaminação da água da Ribeira de Água Forte, uma vez que o período de monitorização da instalação piloto terminou no mês de março.

Apesar das adversidades na monitorização desta espécie macrófita na instalação piloto, foi possível verificar a sua resistência a valores característicos de uma DMA. A macrófita provou a sua capacidade de crescimento em valores de pH entre 2 e 8, como mencionado no ponto 2.3,

atingindo valores médios de crescimento na ordem de  $4.8 \pm 5.8$  cm/semana para a biomassa folicular e  $1.1 \pm 1.1$  cm/semana par a biomassa radicular. Durante as 9 semanas de monitorização constou-se o crescimento saudável desta macrófita.

## 5 Considerações Finais

Neste estudo construiu-se uma instalação piloto com o intuito de estudar a possibilidade de utilização de leitos flutuantes com duas espécies de macrófitas (*Vetiveria zizanioides* e *Phragmites australis*) para melhoria da qualidade da água da Ribeira de Água Forte. Os resultados revelaram que esta não se encontra apta para rega e pode ser considerada como pertencente ao estado ecológico mau, quando avaliada apenas para os parâmetros físico-químicos. Tal seria de esperar, pois esta ribeira é um afluente da Ribeira do Roxo, classificada nos Planos da Bacia como pertencente ao estado ecológico mau (SNIRH, 2013). Paralelamente a água da Ribeira de Água Forte apresentou características típicas de DMA, devido às concentrações elevadas de  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $\text{SO}_4^{2-}=505 \text{ mg/L}$ ), baixo pH ( $\text{pH}=3$ ) e elevada concentração de Zn ( $\text{Zn}=7.4 \text{ mg/L}$ ).

Apesar da curta duração de monitorização (5 meses) os resultados à escala piloto indicaram que houve ligeira redução dos contaminantes presentes na massa de água. Tal acontece porque os processos de remoção biológicos são lentos. De acordo com Zhao et al., (2011) a remoção dos contaminantes pelas macrófitas é significativa após o sexto mês. Ainda assim, o leito da *Vetiveria zizanioides* permitiu eficiências de remoção em termos médios de  $\text{SO}_3^{2-}$  (38%),  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (28%), Fe (12%),  $\text{K}^+$  (11%),  $\text{Ca}^{2+}$  (8%) e  $\text{SO}_4^{2-}$  (8%), respetivamente.

A análise da biomassa vegetal efetuada revelou que esta, apesar do curto tempo de monitorização, conseguiu assimilar  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , concentração esta que foi mais elevada na biomassa radicular. A concentração em P diminuiu, na biomassa folicular e foi praticamente inexistente na biomassa radicular. Tal situação era de esperar, uma vez que a água da Ribeira de Água Forte continha pequenas concentrações de P ( $\text{P}=9 \text{ }\mu\text{g/L}$ ).

Pode-se concluir que: 1) a taxa de crescimento observada no leito da *Vetiveria zizanioides*, poderá estar associada ao ciclo de vida de cada planta e às condições climáticas que estas foram sujeitas; 2) a sua adaptabilidade foi boa, na medida em que com as inspeções visuais efetuadas, estas plantas não apresentaram sinais de toxicidade, como sintomas de clorose, necrose, alterações anatómicas foliculares e morte; 3) a macrófita apresentou uma adaptabilidade razoável provando ser resistente às condições adversas, tendo em conta que o período de monitorização (inverno/primavera) não foi o período ótimo de análise. Assim, esta espécie aparenta ser um bom indicador para a minimização dos efeitos gerados pela DMA nos cursos de água superficial.

Apesar das dificuldades operacionais com o leito flutuante da *Phragmites australis*, uma vez que esta entrou em senescência, a *Phragmites australis* revelou a sua capacidade de crescimento numa água com características de DMA, onde os valores de pH estão compreendidos entre 2 e 8, como mencionado no ponto 4.5. Esta macrófita apresentou valores médios de crescimento na ordem de  $4.8\pm 5.8 \text{ cm/semana}$  na biomassa folicular e  $1.1\pm 1.1 \text{ cm/semana}$  na biomassa radicular.

A jangada flutuante revelou um bom desempenho ao longo do tempo de monitorização da instalação piloto. Ainda assim, a sua transposição à escala real poderá acarretar algumas dificuldades devido à corrente (velocidade) da água e o peso da biomassa vegetal, que poderá acelerar a degradação da estrutura da jangada. Neste sentido, propõe-se a continuidade dos trabalhos com jangadas flutuantes em placa ou compostos por outro tipo de material mais resistente.

Para dar continuidade a este trabalho considera-se pertinente: 1) a continuação da monitorização da instalação piloto; 2) avaliar a assimilação de metais pelas plantas (biomassa folicular e radicular); 3) obter parâmetros operacionais nos leitos flutuantes à escala piloto, que permitam a implementação em grande escala, a fim de contribuir para a melhoria da qualidade dos corpos de água superficiais com características típicas de DMA.

## 6 Referências Bibliográficas

- Alexandre, L. (2016). *Fitorremediação de águas ácidas de minas*. Tese para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior Técnico, Lisboa. Obtido em 02 de 02 de 2017
- Almeida. (2011). *Avaliação do potencial da espécie Vetiveria zizanioides na fitorremediação de metais-traço presentes em ambientes aquáticos*. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação, Belo Horizonte. Obtido em 07 de 12 de 2016, de [http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/BUOS-8SJMKS/disserta\\_\\_o\\_428\\_2011\\_edilene.pdf?sequence=1](http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/BUOS-8SJMKS/disserta__o_428_2011_edilene.pdf?sequence=1)
- Almeida, A. (2013). *Tecnologias de Tratamento de Água*. Apontamentos das aulas teóricas, Escola Superior Agrária, Beja. Obtido em 26 de 09 de 2016
- Almeida, A., Catarino, A., Prazeres, A., Durão, A., Carvalho, F., e Ribeiro, C. (2016). Efeitos de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no crescimento, morfologia e eficiência de remoção de uma ZHA piloto. *Livro de Comunicações*, 519-526. doi:10.22181/17ENASB.2016
- Almeida, A. (2017a). *Uma tecnologia sustentável para o tratamento de efluentes de suinicultura*. Escola Superior de Leiria, 3º Simpósio em Produção e Transformação de Alimentos: Sustentabilidade, Inovação e Nutrição, Leiria.
- Almeida, A. (2017). *Fitoremediação: uma tecnologia sustentável para remoção de compostos de azoto em águas residuais*. Lição apresentada no âmbito das Provas Públicas de Avaliação da Competência Pedagógica e Técnico-Científica na área disciplinar de Tecnologia do Ambiente, Instituto Politécnico de Beja.
- Almeida, M. (2012). *Remoção de Compostos de Azoto em Efluente de Suinicultura por Recurso à Fitoremediação*. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa: Instituto Superior Técnico.
- Almina. (2011). Obtido em 23 de 11 de 2016, de Almina, Minas do Alentejo S.A.: <http://www.almina.pt/>
- APHA. (2013). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th ed., Vol. 22st). Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water environmental Federation. Obtido em 19 de 12 de 2016, de [http://www.mwa.co.th/download/file\\_upload/SMWW\\_4000-6000.pdf](http://www.mwa.co.th/download/file_upload/SMWW_4000-6000.pdf)
- Avers, B. (2001). *A Guide to the Control and Management of invasive Phragmites*. Department of the Interior, Fish and Wildlife. Obtido em 14 de 12 de 2016, de <http://www.invasive.org/publications/PhragBook.pdf>



- Behnke, M. (14 de 07 de 2011). *Pinterest*. Obtido em 12 de 12 de 2016, de <https://pt.pinterest.com/albaluciacanoq/vetiver/>
- Billore, S., Prashant, e Sharma, J. (2009). Treatment performance of artificial floating reed beds in an experimental mesocosm to improve the water quality of river Kshipra. *Water Science and Technology*, 60 (11), 2851-2859. doi:10.2166/wst.2009.731
- Borrvalho, T., e Durão, A. (2016). *Qualidade da Água da Albufeira do Roxo na Dinâmica dos Solos e Culturas Agrícolas (QARSC)*. Instituto Politécnico de Beja, Universidade de Évora, Associação de Regantes do Roxo, Beja.
- Britto , D., e Kronzucker, H. (2002). NH<sub>4</sub><sup>+</sup> toxicity in higher plants: a critical review. *Journal of Plant Physiology*, 159, 567-584. doi:10.1078/0176-1617-0774
- Brix, H. (1994). Function of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, 29 (4), 71-78.
- Brix, H. (2003). Danish experiences with wastewater treatment in constructed wetlands. *Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente*, 327-361. Obtido em 20 de 05 de 2017
- Calheiros, C., Rangel, A., e Castro, P. (2009). Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. *Bioresource Technology*, 100, 3205–3213p. doi:10.1016/j.biortech.2009.02.017
- Campbell, C., e Plank, C. (1998). *Preparation of plant tissue for laboratory analysis*. Kalra (ed) Handbook of Reference Method for Plant Analysis. Boca Raton, FL: Kalra, Y.P., CRC Press. Obtido em 21 de 07 de 2017
- Catarino, A. (2015). *Utilização de fitorremediação como alternativa de tratamento para remoção de sulfatos da água tratada da Mina de Neves Corvo*. Relatório de Estágio, Escola Superior Agrária de Beja, Beja.
- Chaves, T., e Andrade, A. (2013). *Produção de mudas e uso no controle da erosão e na recuperação de áreas degradadas*. Coordenadoria de Difusão de Tecnologia. Obtido em 15 de 12 de 2016, de [http://www.pesagro.rj.gov.br/downloads/riorural/39\\_Capim\\_Vetiver.pdf](http://www.pesagro.rj.gov.br/downloads/riorural/39_Capim_Vetiver.pdf)
- Coutinho, H., e Barbosa, A. (2007). Fitorremediação: Considerações Gerais e Características de Utilização. *Silva Lusitana*, 15, 103-117. Obtido em 13 de 12 de 2016, de <http://www.scielo.mec.pt/pdf/slu/v15n1/v15n1a08.pdf>

- Cruz, M. (2011). *Macrófitas aquáticas cultivadas em águas de drenagem ácida de mina*. Tese de Doutoramento, UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA, Minas Gerais Brasil. Obtido em 8 de 05 de 2017
- D.C.R. (2002). *Common Reed: An Invasive Wetland Plant*. Obtido em 27 de 09 de 2016, de <http://www.mass.gov/eea/docs/dcr/watersupply/lakepond/factsheet/phragmites.pdf>
- Dâmaso, D. (2008). *Recolha e processamento de plantas aquáticas com vista à remoção de nutrientes*. Dissertação para obtenção do grau de Mestre, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro. Obtido em 15 de 07 de 2017
- Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto de 1998. (s.d.). Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto de 1998. 3677-3722. (M. d. Ambiente, Ed.) Lisboa: Diário da República nº176/98 - série A.
- Degrémont, s.a. (1991). *Water treatment handbook (6th ed.)* (Vol. 1). Paris: Degrémont.
- Dhir, B., Sharmila, P., e Saradhi, P. (2008). Photosynthetic performance of *Salvinia natans* exposed to chromium and zinc rich wastewater. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 20, 61-70.
- Durão, A. (2013). *Estratégias para a melhoria da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Ardila*. Tese elaborada na Universidade de Évora, para a obtenção do grau de doutor em Ciências da Engenharia do Território e Ambiente, Évora. Obtido em 19 de 12 de 2016.
- Durão, A., Almeida, A., Pardal, A., Marques, C., Parreira, A., e Borralho, T. (2017). GreenEcoRoxo: utilização de leitos flutuantes para a melhoria da qualidade de massas de água superficial. *II Congresso Nacional das Escolas Superiores Agrárias, Escola Superior Agrária de Elvas*, 16-18.
- Environmental Protection Agency [EPA]. (2001). Wetland restoration. United States. Obtido em 14 de 11 de 2017, de <http://www.epa.gov/>.
- Favas, P. J. (2008) - *Biogeoquímica em áreas mineiras estano-volframíticas*. Tese de Doutoramento em Geologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- Fiorucci, A., e Benedetti, E. (2005). *A importância do oxigénio dissolvido em ecossistemas aquáticos*. Química Nova na Escola.
- Fritioff, A. and M. Greger (2003) - Aquatic and terrestrial plant species with potential to remove heavy metals from stormwater. *International Journal of Phytoremediation*, 5(3), 211-224.
- Gonçalves, A. (2010). *Impactes ambientais em áreas mineiras activas – O caso da ribeira do Bodelhão Minas da Panasqueira*. Universidade de Coimbra, Geografia Física e Estudos Ambientais, Coimbra. Obtido em 17 de 06 de 2017, de <http://www.uc.pt/fluc/cegot/VISLAGF/actas/tema4/anselmo>.

- Greipsson, S. (2011). Obtido em 5 de 12 de 2016, de The nature education: <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/phytoremediation-17359669>.
- Guimarães, T. (2012). *Modelação de metais pesados nos solos e sedimentos na envolvente à mina de Aljustrel*. Dissertação para obtenção do grau de mestre em Engenharia Geológica, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. Obtido em 25 de 06 de 2017.
- Guo, W., Zhang, H., e Huo, S. (2014). Organochlorine pesticides in aquatic hydrophyte tissues and surrounding sediments in Baiyangdian wetland, China. *Ecological Engineering*, 67, 150–155p. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.03.047.
- HERBIS. (2006). *Herbis mundi*. Obtido em 14 de 12 de 2016, de <https://sites.google.com/site/herbismundi/aquatic-phytoremediants/phragmites-australis>.
- Hunter, R.G., Combs, D.L. e George, D.B. (2001). Nitrogen, phosphorous, and organic carbon removal in simulated wetland treatment systems. *Arch Environ Contam Toxicol.*, 41 (3), 274-81.
- Instituto da Água, I.P. (2009). *CrITÉrios para a classificação do estado das massas de água superficiais - rios e albufeiras*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Obtido em 10 de 05 de 2017.
- Jardim, W. (2014). Medição e interpretação de valores do potencial redox (EH) em matrizes ambientais. *Quim. Nova*, 37, 1233-1233. doi: 10.5935/0100-4042.20140207.
- Jesus, F. (2016). *Desempenho e influência dos capins Tifton 85 (Cynodon sp.) e Vetiver (Chrysopogon zizanioides) no tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.
- Johnson, D., e Hallberg, K. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, 338, 3-14. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.09.002.
- Kadlec, R., e Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*. 2ª edição. Boca Raton: Taylor & Francis Group.
- Köbbing, J., Thevs, N., e Zerbe, S. (2013). The utilisation of reed (Phragmites australis): a review. (O. Bragg, Ed.) *Mires and Peat*, 13, 1-14. Obtido em 14 de 12 de 2016, de [http://mires-and-peat.net/media/map13/map\\_13\\_01.pdf](http://mires-and-peat.net/media/map13/map_13_01.pdf).
- Kuyucak, N. (2014). Management of thiosalts in mill effluents by chemical oxidation or buffering in the lime neutralization process. *Minerals Engineering*, 60, 41-50.

- Ladislav, S., Gérente, C., Chazarenc, F., e Andres, Y. (2014). Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering*, 80, 85-91. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.09.115.
- Laws, E. (1993). Aquatic pollution: an introductory text. 2.ed. *Interscience publication, John Willy & Sons, INC*. New York, 611.
- Liao, X., Luo, S., Wu, Y., e Wang, Z. (2003). *Studies on the Abilities of Vetiveria zizanioides and Cyperus Alternifolius for Pig Farm Wastewater Treatment*. China. Obtido em 14 de 12 de 2016, de [http://www.vetiver.org/ICV3-Proceedings/CHN\\_pigwaste2.pdf](http://www.vetiver.org/ICV3-Proceedings/CHN_pigwaste2.pdf).
- Lichtenthaler, H. (1987). Chlorophylls and Carotenoids: Pigments of Photosynthetic Biomembranes. *Methods in Enzymology*, 148, 350-382. doi:10.1016/0076-6879(87)48036-1.
- Lohnmayer, R., Kappler, A., Loesekann, T., e Planer-Friedrich, B. (2014). Sulfur Species as Redox Partners and Electron Shuttles for Ferrihydrite Reduction by *Sulfurospirillum deleyianum*. *JournalsAS Morg*, 80, 3141–3149. doi:10.1128/AEM.04220-13.
- Macías, C. M. (Dezembro de 1998). Aguas de drenaje de mina afectadas por la oxidación de sulfuros. Variaciones de su composición. *Edafología*, 5, 71-82. Obtido em 09 de 05 de 2017.
- Maia, A. (2004). *Avaliação da geração de drenagem ácida em um solo fabricado em laboratório contendo sulfeto de ferro e matéria orgânica*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Manios, T., Stentiford, E., e Millner, P. (2003). The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of *Typha latifolia* plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferous water. *Ecological Engineering*, 20(1), 65-74. Obtido em 16 de 07 de 2017.
- Marcante, N. C., Prado, R. d., Camacho, M. A., Rosset, J. S., Ecco, M., e Savan, P. A. (25 de 09 de 2010). Determinação da matéria seca e teores de macronutrientes em folhas de frutíferas usando diferentes métodos de secagem. *Ciência Rural*, 40, 2398-2401. doi:10.1590/S0103-84782010001100025 .
- Mathew, M. (2015). Effectiveness of Vetiver system for the treatment of wastewater from an institutional kitchen. . *Procedia Technology*, 24, 203-209.
- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4<sup>th</sup> ed.). Boston.
- Miller, R. O. (1998). *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*. Kalra, Y.P., CRC Press Taylor & Francis Group. Obtido em 21 de 07 de 2017.

- Moresco, C. (2016). *Avaliação do potencial da macrófita Pistia stratiotes na exposição de íon cromo (vi): bioissorção e tolerância*. Dissertação de grau de Mestre, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná. Obtido em 12 de 12 de 2016, de [http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/1777/1/PB\\_PPGTP\\_M\\_Moresco,%20Camila\\_2016.pdf](http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/1777/1/PB_PPGTP_M_Moresco,%20Camila_2016.pdf).
- Mota. (2016). *Avaliação da espécie vegetal Alocasia macrorrhiza como fitorremediadora de metais potencialmente tóxicos*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus.
- Nakamura, K., Tockner, K., e Amano, K. (2006). River and Wetland Restoration: Lessons from Japan. *Bioscience*, 56, 419-429. doi:10.1641/0006-3568(2006)056[0419:RAWRLF]2.0
- Nyquist, J., e Greger, M. (2009). A field study of constructed wetlands for preventing and treating acid mine drainage. *Ecological Engineering*, 35(5), 630-642. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.10.018.
- Oberholster, P., Cheng, P., Botha, A., e Genthe, B. (2014). The potential of selected macroalgal species for treatment of AMD at different pH ranges in temperate regions. *Water Research*, 90, 82-92. doi:10.1016/j.watres.2014.04.031.
- Ojoawo, S., Udayakumar, G., e Naik, P. (2015). Phytoremediation of Phosphorus and nitrogen with Canna x generalis Reeds in Domestic Wastewater through NMAMIT Constructed Wetland. *Aquatic Procedia*, 4, 349-356. doi:10.1016/j.aqpro.2015.02.047.
- Oliveira, J. (2011). *Fenómenos de contaminação metálica associados à evolução supergénica de paragénese sulfuretas em formações do Silúrico (Caminha, N Portugal)*. Tese de Mestrado, Universidade do Minho, Ordenamento e Valorização de Recursos Geológicos, Minho. Obtido em 11 de 05 de 2017.
- Pardal, A. (2015). *Química do Ambiente II*. Sebenta, Instituto Politécnico de Beja, Engenharia do Ambiente, Beja.
- Pinto, S. (2014). *Caracol Maçã*. Direção Geral de Alimentação e Veterinária, Lisboa. Obtido em 18 de 08 de 2016, de [http://www.drapc.min-agricultura.pt/base/documentos/caracol\\_maca.pdf](http://www.drapc.min-agricultura.pt/base/documentos/caracol_maca.pdf).
- Pivari, M., Pott, V., e Pott, A. (2008). Macrófitas aquáticas de ilhas flutuantes (baceiros) nas subregiões do Abobral e Miranda, Pantanal, MS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22, 563-571p. doi:10.1590/S0102-33062008000200023.
- Poças, C. (2015). *Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes*. Dissertação para o grau de Mestre, UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO,

- Ambiente, Saúde e Sustentabilidade, Brasil. Obtido em 12 de 12 de 2016, de [www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6139/tde.../CristianeDiasPocas.pdf](http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6139/tde.../CristianeDiasPocas.pdf).
- Qu J., e Fan M. (2010). The current state of water quality and technology development for water pollution control in China. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 40, 519-60.
- Reed, S., Middlebrooks, J., & Crides, R. (1995). *Natural systems for waste management & treatment (2th ed.)*. New York: McGraw-Hill, Inc.
- Rocha, C., Almeida, A., Borralho, T., e Durão, A. (2017). *Resultados preliminares da adaptabilidade da Vetiveria zizanioides e Phragmites australis numa instalação piloto de leitos flutuantes*. Poster, Escola Superior de Leiria, 3º Simpósio em Produção e Transformação de Alimentos: Sustentabilidade, Inovação e Nutrição, Leiria.
- Roongtanakiat, N., Tangruangkiat, S., e Meesat, R. (2007). Utilization of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) for removal of heavy metals from industrial wastewaters. *ScienceAsia*, 33, 397-403. doi:10.2306/scienceasia1513-1874.2007.33.397.
- Salati, E. (2006). *Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos*. Brasil: FBDS – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. Obtido em 12 de 12 de 2016, de [http://www.fbds.org.br/fbds/Apresentacoes/Controle\\_Qualid\\_Agua\\_Wetlands\\_ES\\_out06.pdf](http://www.fbds.org.br/fbds/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf).
- Santos, R. (2008). *Caracterização hidrogeológica e hidrogeoquímica da área mineira de Germunde, Pejão*. Tese de Doutorado, Instituto Superior Técnico, Engenharia de Minas, Lisboa. Obtido em 10 de 05 de 2017.
- Seco, M. (2008). *Avaliação de leitos de macrófitas no tratamento de águas domésticas em Portugal: Sistemas de fluxo sub-superficial horizontal*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental, UNIVERSIDADE DE TRÁS-OS-MONTES E ALTO DOURO, Vila Real. Obtido em 14 de 06 de 2016, de <https://repositorio.utad.pt/handle/10348/214>.
- Sezerino. (2000). Utilização de um sistema experimental por meio de “wetland” construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. *simpósio luso-brasileiro de engenharia sanitária e ambiental*. 9, 688-697. Porto Seguro: Anais.
- Silva, D. (2013). *Estudo da contaminação de águas pela extração mineira de carvão em S.Pedro da Cova*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto.
- Silva, L.C. (2010) Manejo de rios degradados: uma revisão conceitual. *Geografia Física*, 3, 23-32.

- Sousa, R. (2001). *Noções sobre qualidade da água*. Instituto Superior Técnico, Departamento de engenharia civil e arquitectura, Lisboa.
- SNIRH. (2013). Obtido em 10 de 5 de 2017, de Agencia Portuguesa do Ambiente: <http://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=1&idItem=1.5>.
- Soares, C. (2006). *Concentração de metais pesados em sedimento, água e macrófitas aquáticas em duas represas do município de Viçosa, MG*. Tese do Programa de Pós-Graduação, Universidade Federal de Viçosa, Solos e Nutrição de Plantas, Viçosa.
- Sousa, R. (2001). *Noções sobre qualidade da água*. Instituto Superior Técnico, Departamento de engenharia civil e arquitectura, Lisboa. Obtido em 26 de 10 de 2017.
- Southichak, B., Nakano, K., Nomura, M., Chiba, N., e Nishimura, O. (2006). Phragmites australis: A novel biosorbent for the removal of heavy metals from aqueous solution. *Water Research*, 40, 2295–2302p. doi:10.1016/j.watres.2006.04.027.
- Teixeira, S. (2012). *Biorremediação de um efluente mineiro por Lemna Minor*. Dissertação, Universidade do Porto, Ciências exactas e naturais.
- Toscano, A., Marzo, A., Milani, M., e Barbagallo, S. (2014). Comparison of removal efficiencies in Mediterranean pilot constructed wetlands vegetated with different plant species. *Ecological Engineering*, 75, pp. 155–160. Obtido em 09 de 05 de 2017.
- Truong, P., Van Tan, T., e Pinners, E. (2008). *Sistema de aplicação Vetiver*. Tailândia: Rede Internacional de Vetiver. Obtido em 14 de 12 de 2016, de [http://www.vetiver.org/BRA\\_Brazil\\_Port\\_o.pdf](http://www.vetiver.org/BRA_Brazil_Port_o.pdf).
- Ucker, F., Almeida, R., e Kemerich, P. (2012). Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. *Revista Ambiente & Água*, 7, 87-98p. doi:10.4136/ambi-agua.925.
- UNEP. (2016). Obtido em 3 de 12 de 2016, de United Nations Environment Programme: <http://www.unep.or.jp/Ietc/Publications/Freshwater/FMS2/2.asp>.
- Vongprom, Y., Hawboldt, K., & Bottaro, C. (2008). *Thiosalt stability - impact on AMD*. Memorial University of Newfoundland and Labrador.
- Vymazal, J. (2015). Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of Phragmites australis in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, 290, 232–242p. doi:10.1016/j.cej.2015.12.108.
- Walker, C., Tondera, K., & Lucke, T. (2017). Stormwater Treatment Evaluation of a Constructed Floating Wetland after Two Years Operation in an Urban Catchment. *Sustainability*, 9, 1687. doi:10.3390/su9101687

- Wang, X., Cai, J., Liu, F., Dai, T., Cao, W., Wollenweber, B., e Jiang, D. (2014). Multiple heat priming enhances thermo-tolerance to a later high temperature stress via improving subcellular antioxidant activities in wheat seedlings. *Plant Physiology and Biochemistry*, 74, 185-192. doi:10.1016/j.plaphy.2013.11.014.
- Wasmund , K., Hinger, I., Flieder , M., & Loy , A. (2016). Retrieved 11 14, 2017, from DOME - Division of Microbial Ecology: <http://www.microbial-ecology.net>.
- Wersal, R., e Madsen, J. (2012). *Aquatic plants their uses and risks*. Italy: International Plant Protection Convention. Obtido em 6 de 12 de 2016, de [https://www.ippc.int/largefiles/2012/IPPC-IRSS\\_Aquatic\\_Plants\\_Study\\_2012-Final.pdf](https://www.ippc.int/largefiles/2012/IPPC-IRSS_Aquatic_Plants_Study_2012-Final.pdf)
- Wetzel, R. G. (1993). *Limnologia*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.
- Wu, S., Kuschik, P., Wiessner, A., Muller, J., Saad, R., e Dong, R. (2013). Sulphur transformations in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 52, 278-289. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.11.003.
- Xu, Y., Peng, H., Yang, Y., e Wang, S. (October de 2014). A cumulative eutrophication risk evaluation method based on a bioaccumulation model. *Ecological Modelling*, 289, 77–85. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.07.006.
- Yeh, G., Yeh, P., e Chang, Y.-H. (2015). Artificial floating islands for environmental improvement. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 47, 616–622. doi:10.1016/j.rser.2015.03.090.
- Zhang, Y., Wu, X. & Zhang, Y. (2006). Application of complicated floating-bed for pre-reservoir non-point source pollution control projects. Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Conference on Hydrosience and Engineering Philadelphia, USA September, 10-13.
- Zhao, Z., Zhong, G., Möller, A., Xie, Z., Sturm, R., Ebinghaus, R., Tang, J., e Zhang, G. (2011). Levels and distribution of Dechlorane Plus in coastal sediments of the Yellow Sea. *Chemosphere*, 984-990. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.02.011.
- Ziyuan Wang, Y. P. (2012). *Ecological risk resulting from invasive species: a lesson from riparian wetland rehabilitation* . China: MOE Key Laboratory of Water and Sediment Sciences, School of Environment, Beijing Normal University.



## 8 ANEXOS

### Anexo I – Anexo XVI do Decreto-Lei 236/98, de 1 de agosto

ANEXO XVI				
Qualidade das águas destinadas à rega				
Parâmetro S	Expressão dos resultados	VME	VMA	Observações
Alumínio (Al) .....	mg/l	5,0	20	Risco de improdutividade em solos com $pH < 5,5$ . Em solos com $pH > 7$ o risco de toxicidade é eliminado por precipitar o alumínio.
Arsénio (As) .....	mg/l	0,10	10	Toxicidade variável consoante as culturas, oscilando entre 12 mg/l para a ervado-saão e 0,05 mg/l para o arroz.
Bário (Ba) .....	mg/l	1,0		
Bélio (Be) .....	mg/l	0,5	1,0	
Boro (B) .....	mg/l	0,3	3,75	Para solos de textura fina e em curtos períodos recomenda-se como concentração máxima 2 mg/l.
Cádmio (Cd) .....	mg/l	0,01	0,05	Tóxico para o feijoeiro, beterraba e nabo em concentrações da ordem dos 0,1 mg/l em soluções nutritivas. Recomenda-se limites mais restritivos, dado este não se acumular nas plantas e no solo, podendo prejudicar o ser humano.
Chumbo (Pb) .....	mg/l	5,0	20	As concentrações muito elevadas podem inibir o desenvolvimento celular das culturas.
Cloretos (Cl) .....	mg/l	70	-	Para a cultura do tabaco recomenda-se uma concentração inferior a 20 mg/l, não devendo exceder os 70 mg/l.
Cobalto (Co) .....	mg/l	0,05	10	Tóxico em soluções nutritivas para a cultura do tomate na ordem dos 0,1 mg/l. Tende a ser inativo em solos neutros ou alcalinos.
Cobre (Cu) .....	mg/l	0,20	5,0	Tóxico em soluções nutritivas com concentrações entre 0,1 mg/l e 1 mg/l para diversas culturas.
Crómio total (Cr) .....	mg/l	0,10	20	Por se desconhecer o seu efeito tóxico, recomendam-se limites mais restritivos.
Estanho (Sn) .....	mg/l	2,0		
Ferro (Fe) .....	mg/l	5,0		Não tóxico em solos bem arejados, mas pode contribuir para a acidificação do solo, tornando indisponível o fósforo e o molibdénio.
Fluór (F) .....	mg/l	1,0	15	Inativado em solos neutros e alcalinos.
Lítio (Li) .....	mg/l	2,5	5,8	Tolerado pela maioria das culturas em concentrações superiores a 5 mg/l; móvel no solo. Tóxico para os citrinos a baixas concentrações (<0,075 mg/l).
Manganés (Mn) .....	mg/l	0,20	10	Tóxico para um certo número de culturas desde algumas décimas até poucos mg/l, mas normalmente só em solos ácidos.
Molibdénio (Mo) .....	mg/l	0,005	0,05	Não é tóxico em concentrações normais. Em solos ricos em molibdénio livre as forragens podem no entanto ocasionar toxicidade nos animais.
Níquel (Ni) .....	mg/l	0,5	2,0	Tóxico para um certo número de culturas entre 0,5 mg/l e 1 mg/l; reduzida toxicidade para $pH$ neutro ou alcalino.
Nitratos ( $NO_3$ ) .....	mg/l	50		Concentrações elevadas podem afectar a produção e qualidade das culturas sensíveis. No plano de fertilização da parcela convirá contabilizar o azoto veiculado pela água de rega.
Salinidade: CE .....	dS/m	1		Depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, do método de rega e da textura do solo.
SDT .....	mg/l	640		
SAR ( $^{(1)}$ ) .....		8		Depende da salinidade da água, características do solo e do tipo de cultura a ser irrigada.
Selénio (Se) .....	mg/l	0,02	0,05	Tóxico para culturas em concentrações da ordem dos 0,025 mg/l. Em solos com um teor relativamente elevado em selénio absorvido as forragens podem ocasionar toxicidade nos animais.
Sólidos suspensos totais (SST) .....	mg/l	60		Concentrações elevadas poderão ocasionar colmatagem em solos e assoreamento nas redes de rega, bem como entupimentos nos sistemas de rega gota-a-gota e aspersão, bem como neste último sistema a água poderá provocar depósitos sobre as folhas e frutos.
Sulfatos ( $SO_4$ ) .....	mg/l	575		
Vanádio (V) .....	mg/l	0,10	1,0	Tóxico para diversas culturas em concentrações relativamente baixas.
Zinco (Zn) .....	mg/l	2,0	10,0	Tóxico para diversas culturas numa gama ampla, toxicidade reduzida a $pH > 6$ e solos de textura fina ou de solos orgânicos.
$pH$ .....	Escala de Sørensen	6,5-8,4	4,5-9,0	
Coliformes fecais .....	/100 ml	100		
Ovos de parasitas intestinais .....	Não		1	





# Anexo III – Poster apresentado no 3º Simpósio sobre Produção e Transformação de Alimentos – sustentabilidade, inovação e nutrição

